



HAL
open science

Vers une vision multipression explicative des niveaux de contamination biodisponible et de toxicité des cours d'eau.

Rémi Recoura-Massaquant, Olivier Geffard, Noëlle Sarkis, Laurent Valette, N. Delorme, Nathalie Tapie, Karyn Le Menach, Patrick Pardon, Jeremy Piffady, Yves Souchon, et al.

► To cite this version:

Rémi Recoura-Massaquant, Olivier Geffard, Noëlle Sarkis, Laurent Valette, N. Delorme, et al.. Vers une vision multipression explicative des niveaux de contamination biodisponible et de toxicité des cours d'eau.. [Rapport de recherche] INRAE RiverLy. 2022. hal-03788403

HAL Id: hal-03788403

<https://hal.inrae.fr/hal-03788403v1>

Submitted on 26 Sep 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Vers une vision multipression explicative des niveaux de contamination biodisponible et de toxicité des cours d'eau

Rapport final
Juin 2022

Rémi RECOURA-MASSAQUANT¹
Olivier GEFFARD¹
Noëlle SARKIS¹
Laurent VALETTE¹
Nicolas DELORME¹
Nathalie TAPIE²
Karyn LE MENACH²
Patrick PARDON²
Jérémy PIFFADY¹
Yves SOUCHON¹
Jean-Marc CHOUBERT³
Hélène BUDZINSKI²
Bertrand VILLENEUVE⁴
Arnaud CHAUMOT^{1,#}

¹ INRAE - UR RiverLy, Villeurbanne

² Université de Bordeaux – EPOC – UMR 5805 CNRS – LPTC, Talence

³ INRAE – UR REVERSAAL, Villeurbanne

⁴ INRAE - UR EABX, Cestas

arnaud.chaumot@inrae.fr

SOMMAIRE

INTRODUCTION	2
Contexte	2
Objectifs et organisation de l'action	3
1 PARTIE 1 : MODELISER – Développement d'une approche multipression pour identifier les déterminismes de la contamination biodisponible quantifiée par l'encagement d'organismes à l'échelle des réseaux de surveillance	5
1.1 Démarche mise en place	5
1.2 Elaboration des modèles conceptuels pressions-impact	5
1.3 Données mobilisées et modélisation statistique	7
1.3.1 Données de contamination (biosurveillance active)	7
1.3.2 Données environnementales multi-échelles	9
1.3.3 Modélisation par équations structurelles PLS-PM	10
1.4 Résultats	11
1.4.1 Contamination métallique biodisponible	11
1.4.2 Contamination biodisponible en composés organiques (HAP PCB)	13
1.5 Conclusions	15
2 PARTIE 2 : EXPERIMENTER – Influence de l'hydromorphologie sur l'étendue spatiale de la contamination par les rejets de STEU dans dix cours d'eau du bassin RMC	17
2.1 Démarche expérimentale mise en place	17
2.2 Matériels et méthodes	18
2.2.1 Sélection des sites d'étude	18
2.2.2 Mesures des caractéristiques hydromorphologiques	20
2.2.3 Méthodologie d'encagement	22
2.2.4 Prélèvements d'eau et échantillonneurs passifs	23
2.2.5 Analyses chimiques	24
2.2.6 Mesures biologiques	26
2.2.7 Hydrométrie des cours d'eau et débits des rejets	27
2.3 Résultats	28
2.3.1 Diversité hydromorphologique du jeu des 10 rivières d'étude	28
2.3.2 Conditions lors des déploiements des encagements <i>in situ</i>	34
2.3.3 Empreinte de contamination des rivières d'étude par les rejets de station	35
2.3.4 Empreinte toxique des rejets sur les rivières d'étude	38
2.4 Conclusion	40
ENSEIGNEMENTS & PERSPECTIVES	41
REMERCIEMENTS	42
REFERENCES	43
ANNEXES	46

INTRODUCTION

CONTEXTE

L'évaluation de la qualité chimique des masses d'eau et du risque toxique se base aujourd'hui principalement sur la mesure des concentrations dans l'eau d'un nombre limité de micropolluants. Dans le contexte réglementaire de la Directive Cadre sur l'Eau, ces concentrations sont confrontées à des Normes de Qualité Environnementale (NQE) définies comme protectrices des écosystèmes et de la santé humaine. Toutefois, la mesure des teneurs en contaminants dans l'eau pour évaluer l'exposition des écosystèmes à la pression chimique se confronte aux problématiques de l'échantillonnage (fréquence, intégration temporelle), de la quantification des concentrations environnementales, ou encore de la prise en compte de la fraction biodisponible quand il s'agit de prédire le risque toxique. Dans ce contexte, la directive 2008/105/CE dite directive fille NQE (CE 2008) a introduit la nécessité d'utiliser le biote de façon complémentaire aux mesures dans l'eau. Cet intérêt pour l'utilisation du caractère intégrateur du compartiment biologique pour la surveillance chimique se trouve également renforcé par la possibilité de mesurer des marqueurs de toxicité chez les organismes, répondant notamment à la difficulté à prendre en compte la question des mélanges qui modulent le niveau de toxicité de chaque contaminant. Dans ce contexte, avec le soutien de l'OFB et de l'Agence de l'eau RMC, une approche de biosurveillance active a été développée par le laboratoire d'écotoxicologie de l'unité INRAE RiverLy reposant sur l'utilisation de l'amphipode *Gammarus* (Geffard et al 2021 ; Chaumot et al 2021). Cette approche active (engagement) a permis de proposer pour chaque contaminant et chaque marqueur biologique mesuré, une valeur de référence qui permet de conclure sur la présence anormale de contaminations biodisponibles ou d'une toxicité. Les différents écarts à ces valeurs seuils définissent ainsi des indicateurs de contamination ou de toxicité qui permettent une comparaison des résultats obtenus dans l'espace (priorisation de sites, gradients spatiaux) et dans le temps (suivi de tendances, variabilité saisonnière, suivi d'actions de restauration). Une étude pilote menée précédemment dans le cadre de la convention Agence-INRAE a permis d'asseoir la pertinence de ces indicateurs écotoxicologiques pour aider à la qualification des milieux, dans l'espace et dans le temps, dans le cadre de l'évaluation de la pression chimique exercée par les substances toxiques émises dans l'environnement aquatique (François et al 2016).

Aujourd'hui, cette approche d'engagement de gammares est inscrite comme outil d'intérêt pour la gestion des milieux et est utilisée par l'ensemble des six Agences de l'eau sur les réseaux de surveillance, ceci pour établir un diagnostic de la toxicité chimique, mais également pour la surveillance chimique exigée par la DCE (Geffard et al 2021 ; Chaumot et al 2021 ; Babut et al 2020). Ainsi des bases de données de la contamination chimique biodisponible et de la toxicité des milieux sont aujourd'hui produites à l'échelle du territoire national (base de données naiades <http://www.naiades.eaufrance.fr/>). La disponibilité de telles données offre l'opportunité d'étudier et d'identifier à l'échelle des bassins les déterminismes de la variabilité temporelle et spatiale de la contamination biodisponible et de la toxicité des cours d'eau (quelles pressions, quelles sources, quelles interactions entre pressions, à quelle échelle, dans quel contexte géographique, hydrologique... ?).

Avancer sur ces questions de pression-impact à l'échelle des bassins implique que les liens entre ces signaux d'état chimique ou toxique et les pressions qui les génèrent ou les altèrent soient formalisés et analysés dans un cadre de modélisation adapté. Il est depuis longtemps reconnu que le fonctionnement des cours d'eau s'organise selon une hiérarchie d'échelles,

depuis l'échelle régionale jusqu'à l'échelle du microhabitat, et que les processus et structures observées aux échelles les plus larges influencent les processus et structures observés aux échelles inférieures. Les liens multiples existants entre les différentes pressions d'origine anthropique (occupation des sols, hydromorphologie, physico-chimie...) s'organisent suivant ces échelles. L'équipe Ecoflows de l'unité de recherche RiverLy a développé un cadre de modélisation qui permet de prendre en compte les connaissances sur l'organisation des échelles dans l'analyse des liens entre pressions et état écologique. L'équipe a ainsi su construire et analyser un modèle structurel basé sur la méthode PLS path-modelling pour relier entre elles des variables indicatrices de pressions d'occupation du sol, hydromorphologiques, physico-chimiques (nutriments et matière organique) et analyser *in fine* leur effet sur l'état écologique (Villeneuve et al 2018).

OBJECTIFS ET ORGANISATION DE L'ACTION

Saisissant l'opportunité de disposer de jeux de données de la contamination biodisponible et de la toxicité des milieux obtenus par biosurveillance active (encagement de gammares), l'ambition de cette action a été d'interroger à deux niveaux d'échelle spatiale différents la possibilité de caractériser des liens entre pressions environnementales de multiples natures (sources ou facteurs influençant les transferts de contaminants) et la contamination chimique toxique au sein des cours d'eau. L'objectif de cette fiche a ainsi été double, justifiant l'organisation de ce rapport en deux parties « modélisation » / « expérimentation » :

Volet 1 – Développement de modèles multipression pour identifier les déterminismes de la contamination biodisponible quantifiée par l'encagement d'organismes à l'échelle des réseaux de surveillance.

Sur la base du formalisme précédemment proposé par l'équipe Ecoflows (système multiéchelle et multipression), nous avons voulu formaliser des modèles pression-impact qui expliquent en sortie, non plus l'état des communautés biologiques, mais les niveaux de contamination biodisponible mesurés sur les stations échantillonnées à partir des techniques d'encagement de gammares (données de contamination à l'échelle nationale). Nous avons pour cela construit deux modèles conceptuels, l'un pour la contamination par les éléments traces métalliques, l'autre pour les polluants organiques persistants (HAPs et PCBs). En paramétrant ces modèles sur des jeux de données nationaux, nous avons testé si l'approche proposée pouvait permettre de questionner le lien entre pressions environnementales (hydromorphologie, occupation du sol, rejets urbains etc.) et ces indicateurs d'exposition afin d'en proposer, le cas échéant, une approche explicative permettant de caractériser les relations entre pollution toxique, sources et autres pressions environnementales.

Volet 2 – Etude de l'influence de l'hydromorphologie sur l'étendue spatiale de la contamination par les rejets de STEU dans dix cours d'eau du bassin RMC.

Dans ce deuxième volet d'étude, nous avons porté l'analyse des interactions entre pression chimique et hydromorphologie à l'échelle du tronçon. Notre objectif a été ici d'interroger si l'intensité de l'altération chimique toxique peut être reliée à certaines caractéristiques physiques des tronçons de cours d'eau récepteurs. Ce travail a eu recours à une approche expérimentale qui a consisté à acquérir de la donnée écotoxicologique (contamination et toxicité par encagements sériés dans l'espace) et hydromorphologique fine (relevés de terrain) sur les tronçons de différents bassins versants choisis dans des contextes physiques, hydro-climatiques, géologiques contrastés, tronçons exposés à une source de contamination similaire ; le choix s'est porté sur les rejets de stations de traitement des eaux usées de petite taille (STEU) comme source de contamination « modèle » pour l'étude.

D'un point de vue opérationnel, cette action se rattache explicitement à la question 12 des besoins prioritaires de connaissance de l'Agence relative à la proposition de méthodes pour établir un diagnostic sur les cas de pollution toxique. Elle répond également à la question 15 sur les liens entre pressions de pollution et altérations de l'hydromorphologie. Elle contribue aussi indirectement à la question de l'identification des sources de pollution dans le contexte santé-environnement (Q44). Enfin de façon prospective, elle pourrait rejoindre les questions 45 et 46 sur le besoin d'indicateurs d'évolution des pressions et de l'état des milieux aquatiques.

1 PARTIE 1: MODELISER – Développement d'une approche multipression pour identifier les déterminismes de la contamination biodisponible quantifiée par l'encagement d'organismes à l'échelle des réseaux de surveillance

1.1 DEMARCHE MISE EN PLACE

De façon analogue aux modèles pression-impact antérieurement développés au sein de l'équipe Ecoflows (Villeneuve et al 2018), des modèles conceptuels ont été tout d'abord construits pour replacer dans un schéma de causalités, les processus à l'origine de la contamination chimique (vue ici comme la contamination des organismes) dans un cadre multi-échelles (contexte géologique, géographique, hydro-climatique du bassin ; hydromorphologique, hydraulique, thermique du tronçon ou de la station) et multi-pressions (occupation des sols, rejets, altération du fonctionnement hydromorphologique...). Ces schémas de causalités ont été définis en nous appuyant sur une synthèse bibliographique relative aux déterminismes de l'exposition des organismes aquatiques aux contaminants ciblés par l'étude. Cet état de l'art bibliographique peut être retrouvé en détail dans le mémoire de thèse de N Sarkis (Sarkis 2021). Les processus et pressions retenus dans ces schémas sont relatifs soit à des sources de contamination potentielles, soit à des facteurs environnementaux jouant sur le transfert des contaminants vers les cours d'eau et les organismes. Dans un premier temps, un modèle a été développé en considérant la contamination biodisponible métallique, puis dans un second temps, un autre schéma a été proposé pour les contaminants organiques persistants (HAPs et PCBs).

La deuxième étape a été celle d'un inventaire des données disponibles de bioaccumulation (métaux, HAPs, PCBs) obtenues par encagement de gammarets sur les stations du réseau de surveillance au niveau national (bases de données du laboratoire d'écotoxicologie et interrogation de la base naïade), et de collecte d'informations à partir des couches de pressions issues de SIG rassemblant par exemple des données d'occupation des sols, ou de présence de sources ponctuelles de rejets, ou encore des éléments sur la morphologie des cours d'eau... Une quantification des liens définis dans le modèle conceptuel a été ensuite réalisée à partir de ces jeux de données en recourant à une modélisation par équations structurelles de type PLS-PM (présentée plus bas). Cette quantification a permis d'évaluer le poids explicatif des différentes pressions environnementales et de leurs interactions dans les niveaux de contamination biodisponible du jeu de données assemblé.

L'ensemble de ces travaux conduits dans le cadre de la thèse de Noëlle Sarkis (Sarkis 2021) ont fait l'objet de deux publications dans les revues *Science of the Total Environment* et *Water Research* (Sarkis et al 2020, 2021).

1.2 ELABORATION DES MODELES CONCEPTUELS PRESSIONS-IMPACT

La Figure 1 présente le formalisme utilisé pour la compréhension des effets des pressions sur la contamination métallique. Nous avons choisi de considérer les pressions suivantes dans le modèle car potentiellement reliées à des sources de contamination métallique ou à des facteurs modifiant le transfert aux cours d'eau et aux organismes aquatiques : (1) l'occupation du sol anthropique à l'échelle du bassin versant, (2) la densité des industries à l'échelle du

bassin versant ou des zones d'influence en amont du site, (3) la densité des stations d'épuration à l'échelle des zones d'influence en amont du site, (4) les pressions sur le fonctionnement hydromorphologique à l'échelle du tronçon, (5) la présence de ripisylve à l'échelle du tronçon et enfin (6) les facteurs de biodisponibilité à l'échelle du site.

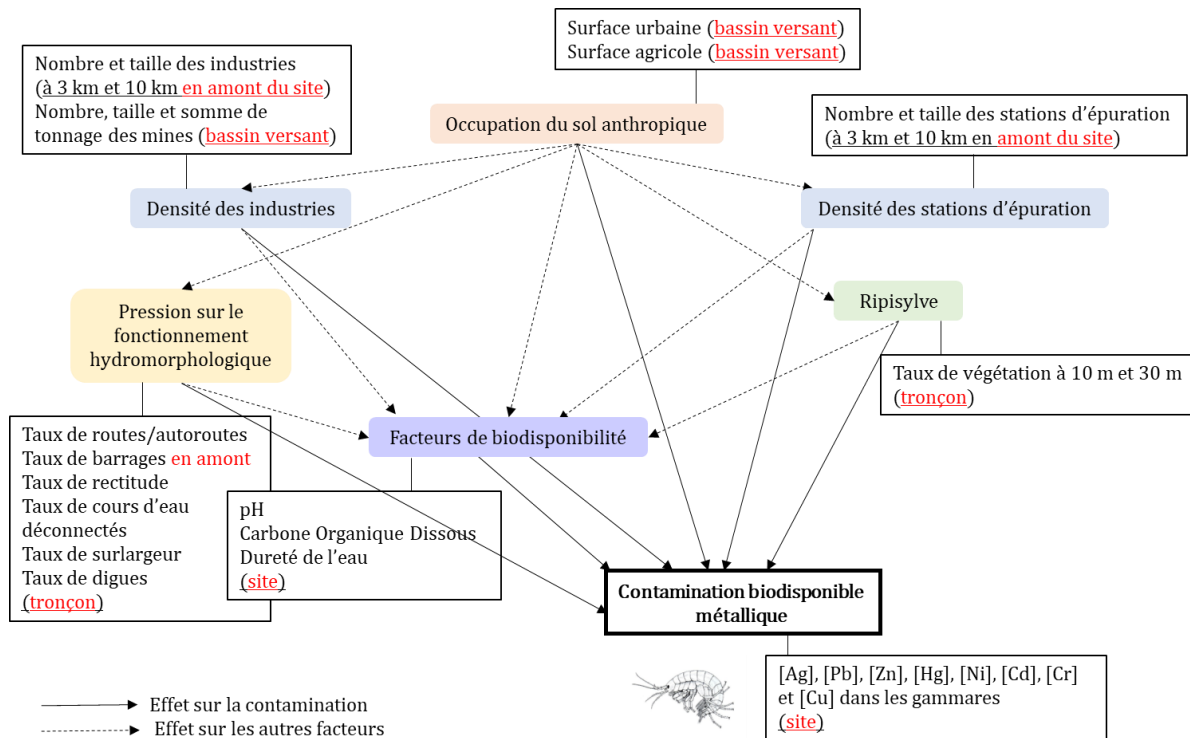


Figure 1 : Modèle conceptuel représentant pressions et facteurs environnementaux (encadrés colorés) influençant la contamination métallique biodisponible. Les encadrés figurent les stressors et variables mesurés qui leur sont associés à différentes échelles (échelle en rouge).

Mathématiquement, ces pressions constituent des variables émergentes du processus de modélisation (variables latentes) et chacune d'entre elles a été formalisée en étant reliée à des variables mesurables, quantifiables (variables manifestes) vues comme des stressors dans le modèle conceptuel (Figure 1). La contamination métallique biodisponible (sortie du modèle) a été quant à elle considérée via les valeurs de concentrations bioaccumulées pour huit éléments traces métalliques dans le gammare (Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn). Les liens possibles entre les pressions et la contamination métallique ont ensuite été dessinés, soit par effet direct, soit par effet indirect. Par exemple, la ripisylve peut potentiellement moduler directement la quantité de contaminant métallique transférée dans le cours d'eau, tout comme moduler la dureté, facteur de biodisponibilité connu pour modifier le taux bioaccumulé par les organismes.

Dans un deuxième temps, nous avons établi de la même façon un schéma de liens possibles entre pressions environnementales et contamination biodisponible en HAPs et PCBs. Les flux possibles de ces contaminants à différentes échelles spatiales ont été mis en avant dans la conceptualisation du modèle avec (1) des sources d'émission diffuses à l'échelle du bassin versant, (2) des sources de rejets ponctuels à l'échelle de la zone d'influence en amont du site, (3) des facteurs environnementaux à l'échelle du bassin versant, ou (4) hydromorphologiques à l'échelle du tronçon influençant le transfert et le stockage et enfin (5) des facteurs de biodisponibilité à l'échelle du site (Figure 2). Les pressions considérées en entrée du modèle ont été alors les rejets diffus urbains, industriels et routes, les rejets directs

issus des décharges, industries, routes ou zones urbaines, la perméabilité du sol, la taille du bassin versant, la densité du réseau hydrographique, le régime de précipitations estivales, la présence de barrages, la pente, la rectitude du tracé, et les nutriments et matière organique. Les différentes variables mesurées (variables manifestes) reliées à ces pressions sont détaillées dans l'Annexe 1.

Sources de contamination

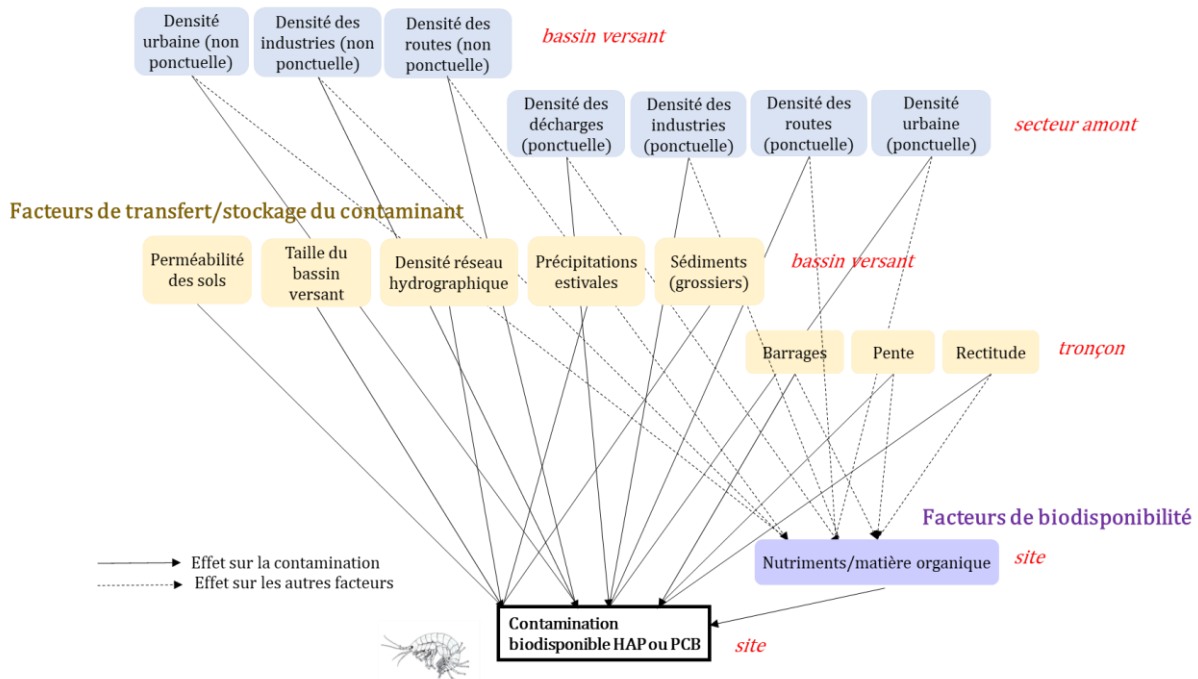


Figure 2 : Modèle conceptuel représentant pressions et facteurs environnementaux (encadrés colorés) influençant la contamination biodisponible en HAPs ou PCBs à différents niveaux d'échelles (échelle en rouge). Par souci de clarté, les stressseurs et variables mesurés qui leur sont associés sont présentés séparément en Annexe 1.

La contamination biodisponible respective en HAP et PCB a été représentée par la somme des HAPs et la somme des PCBs indicateurs (PCBi), avec une paramétrisation du modèle, réalisée de façon indépendante pour ces deux mesures en les considérant chacune à leur tour comme variable de sortie du modèle. Ce choix a été guidé par une analyse préalable de covariation des concentrations des différentes substances organiques au sein du jeu de données nationales (cf résultats) qui a révélé que ces deux métriques résument respectivement une très grande part de la variance des mesures en HAPs et PCBs, mais présentent des patrons totalement décorrélés entre HAPs et PCBs.

1.3 DONNEES MOBILISEES ET MODELISATION STATISTIQUE

1.3.1 DONNEES DE CONTAMINATION (BIOSURVEILLANCE ACTIVE)

Les données de contamination biodisponible (bioaccumulation sur gammarens encagés) sont le fruit d'une compilation des données disponibles à la date d'étude (2019), correspondant soit à des données acquises par le laboratoire d'écotoxicologie, soit pour la majorité d'entre elles aux programmes d'étude de surveillance des Agences de l'eau aujourd'hui consultables sur la banque de données Naiades (www.naiades.eaufrance.fr). Ces campagnes d'encagement couvrent ainsi une diversité de paysages, de contextes anthropiques, ceci dans différentes hydroécorégions, et dans différentes tailles de cours d'eau à l'échelle nationale (Figure 3).

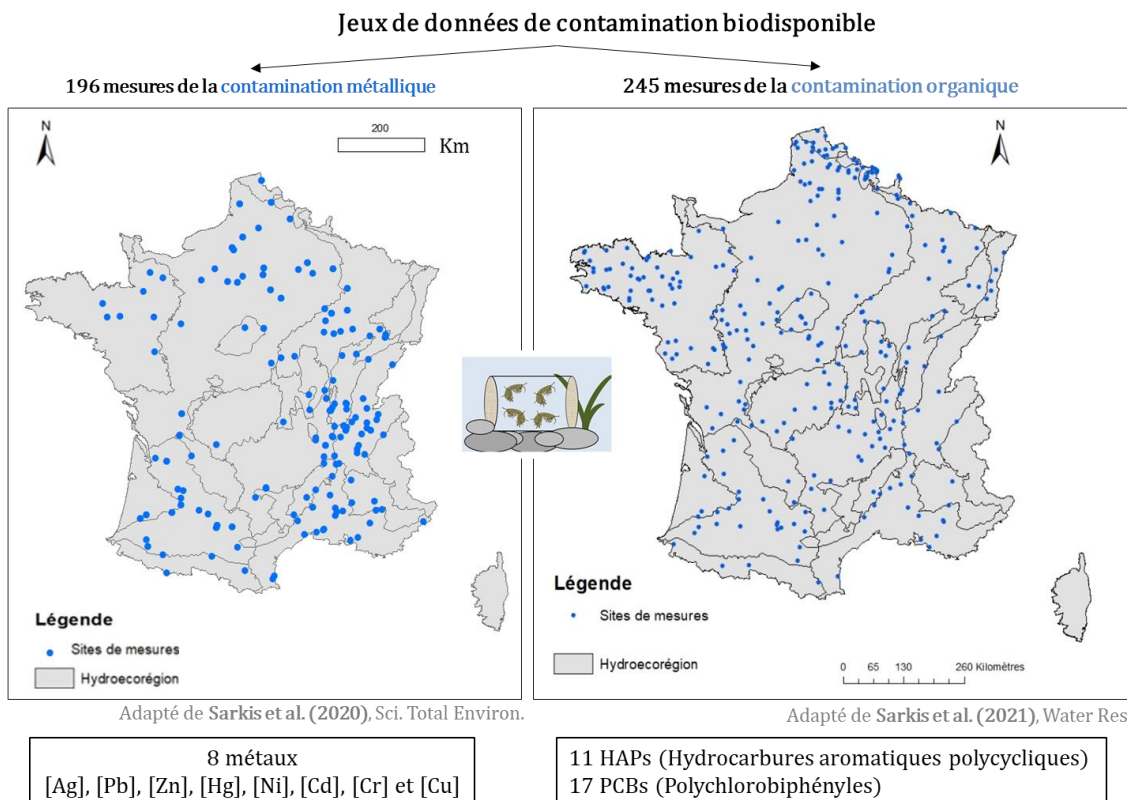


Figure 3 : Répartition spatiale des sites d'engagemment considérés dans l'étude pour la paramétrisation des modèles métaux, HAP et PCB.

Le principe de ces expérimentations *in situ* (pour mesure de bioaccumulation) est rappelé brièvement ici, la méthodologie est notamment illustrée plus en détail dans le volet 2 de l'étude (volet expérimental). Les gammares « *Gammarus fossarum* » sont prélevés dans une population source (située dans le département de l'Ain), puis acclimatés au laboratoire (pour gommer notamment les effets saisonniers sur la physiologie des organismes tests). Seuls les mâles de même taille (~11mm) sont engagés dans le milieu. Les gammares constituent ainsi des sondes biologiques calibrées. Pour les mesures de bioaccumulation métallique, la durée d'exposition a été d'une semaine avec un apport de nourriture dans les cages (données les plus nombreuses au moment de l'étude). Les détails de ces expériences figurent dans Besse et al (2013), Ciliberti et al (2017) et Alric et al (2019). Pour les mesures de bioaccumulation de composés organiques, les données correspondent à des expositions de trois semaines sans apport de nourriture conformément à la procédure aujourd'hui normalisée au niveau AFNOR (AFNOR 2019, Norme XP T90-721). L'ensemble des expositions dont les résultats ont été exploités, a eu lieu hors événements extrêmes de crues et dans des conditions d'oxygène, de conductivité et de température respectant le cahier des charges de la norme.

Le jeu de données de la contamination métallique intègre les mesures de huit métaux (argent, plomb, zinc, nickel, mercure, cadmium, chrome et cuivre). Il est constitué de 196 échantillonnages de 2009 à 2016. Le jeu de données de la contamination organique réunit les mesures de 11 HAPs (Anthracène, Benzo (b+) Fluoranthène, Benzo (k) Fluoranthène, Benzo (g,h,i) Pérylène, Benzo (a) Pyrène, Chrysène, Fluoranthène, Fluorène, Naphtalène, Phénanthrène et Pyrène) et 17 PCBs (PCB 28, PCB 52, PCB 77, PCB 101, PCB 105, PCB 114, PCB 118, PCB 123, PCB 126, PCB 138, PCB 149, PCB 153, PCB 156, PCB 157, PCB 167, PCB 170 et PCB 180) sur 245 sites de 2017 à 2019. Les limites de quantification pour chaque substance organique ont évolué entre les campagnes (dues à l'évolution de la masse

moyenne d'échantillon entre campagne), par conséquent les plus conservatives ont été utilisées. Les mesures sous la limite de quantification ont été remplacées par la valeur de la limite de quantification divisée par 2. En cas de mesures multiples pour un même site (différentes campagnes), nous avons choisi de prendre la valeur maximale pour chaque substance concernée.

1.3.2 DONNEES ENVIRONNEMENTALES MULTI-ECHELLES

A chaque site de mesure de bioaccumulation ont été associées les mesures relatives aux stressseurs et variables environnementales considérées dans le modèle et intégrées au regard des échelles spatiales retenues (Figure 4). Le bassin versant de chaque site a été délimité par un modèle numérique de terrain. Les tronçons (section du cours d'eau avec des caractéristiques géomorphologiques homogènes) ont déjà été délimités dans le projet SYRAH-CE (Système Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des cours d'eau) (Irstea/ONEMA 2017, Valette et al. 2012). Les sites ont été associés aux tronçons de SYRAH-CE les plus proches par jointure spatiale. La distance entre le site et le tronçon a été calculée afin de détecter d'éventuelles imprécisions de positionnement. Quand la distance excédait 100 m nous avons vérifié que le cours d'eau relatif au site était le même que celui issu du tronçon. Les zones d'influence en amont du site ont été construites d'abord en considérant des zones tampons du rayon requis (3 km, 5 km, 10 km et 20 km), ensuite en faisant l'intersection de la zone tampon avec le bassin versant. Un exemple des échelles prises en compte pour étudier les pressions sur la contamination biodisponible en polluants organiques est représenté sur la Figure 4.

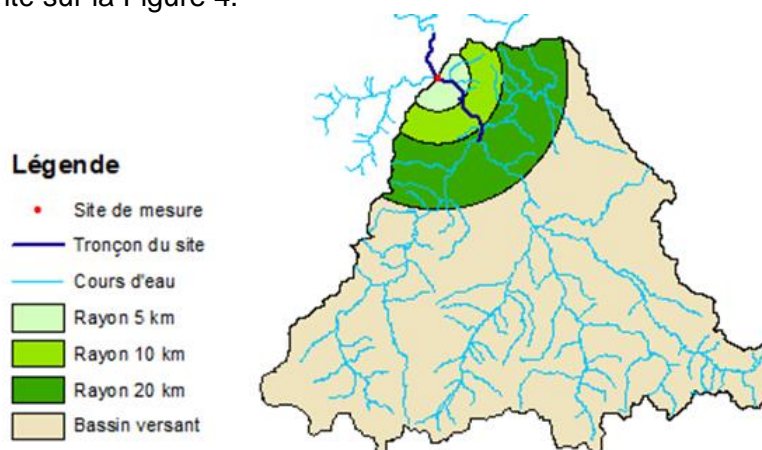


Figure 4 : Echelles d'intégration adoptées (site, tronçon, rayons en amont du site et bassin versant) pour décrire les pressions et facteurs environnementaux agissant sur la contamination biodisponible

Les données d'occupation du sol sont issues de *Corine Land Cover* (CLC) en 2012 et en 2018 selon les dates de déploiement des encadrements considérés. Cette couche représente les occupations du sol nationales intégratrices de pressions anthropiques. Elle a permis de déterminer la présence d'industries et de décharges, le nombre de routes et d'industries (fréquence de points de la métrique d'intérêt dans chaque surface analysée), la taille des industries. Nous avons également considéré les surfaces relatives de quatre catégories d'occupations du sol définies par Wasson et al (2005) : l'artificialisation, l'agriculture intensive, l'agriculture à moindre impact et, les forêts et milieux naturels. Les données de densité de population sont issues d'ADMIN EXPRESS (IGN 2016), la présence, le nombre et la taille des stations d'épuration ont été obtenues de Sandre (2012), le pourcentage de granulométrie grossière et la perméabilité de la roche de l'*European Soil Database & soil properties* (EC/ESBN 2004), la surface du bassin versant de BD TOPO® (IGN 2020), la densité du réseau

hydrographique de BD CARTHAGE® (IGN 2017) et les précipitations estivales moyennes de SAFRAN *reanalysis* (Quintana-Seguí et al. 2008, Vidal et al. 2010).

Les données des risques d'altérations hydromorphologiques sont issues des indicateurs développés pour le projet SYRAH-CE (Irstea/ONEMA 2017, Valette et al 2012). Elles ont été choisies notamment du fait de leur effet possible sur le stockage et le déstockage de sédiments qui peuvent potentiellement adsorber certains contaminants. Différents indicateurs hydromorphologiques ont été calculés : le ratio d'irrigation et le ratio de drainage issus de l'Aléa érosion des sols (Montier et al. 1998) à l'échelle du bassin versant, et pour l'échelle du tronçon, le taux de végétation à 10 m, le taux de végétation à 30 m, le taux d'occupation du sol artificiel à proximité du lit mineur, le taux de franchissement, le taux de voies de communication dans le lit mineur, le taux de voies de communication dans le lit majeur, le taux de digues dans le lit mineur, le taux de digues dans le lit majeur, le taux de barrages en amont, le taux de rectitude du cours d'eau, le taux de cours d'eau déconnectés, le taux de surlargeur, la pente et le volume cumulé dans le barrage en relation avec le flux (Valette et al 2012, Valette et al 2017).

Les données de physico-chimie (pH, dureté de l'eau, carbone organique dissous, phosphore total, nitrites, nitrates, ammonium, oxygène dissous, la DBO₅) et les matières en suspension sont extraites de la base de données nationale française de la qualité de l'eau (Naiades). Pour chaque site, nous avons calculé la moyenne des mesures mensuelles enregistrées pour les 11 mois avant l'engagemement et le mois suivant.

1.3.3 MODELISATION PAR EQUATIONS STRUCTURELLES PLS-PM

La modélisation par équations structurelles (*Structural Equation Modeling* ; SEM) est une méthode de modélisation statistique qui connecte des données observées/mesurées (variables manifestes) dans un modèle conceptuel à travers des variables synthétiques (variables latentes) qui lie ces variables entre elles. Dans l'approche *Partial Least Squares – Path Modeling* (PLS-PM) qui correspond au type de SEM adopté pour notre étude (Tenenhaus et al 2005), le modèle est constitué de deux sous-modèles : un modèle de mesure ou modèle externe, liant les variables manifestes à leurs variables latentes modélisées comme une combinaison linéaire de ces premières, et un modèle structurel ou interne, liant les variables latentes entre elles de la même façon. La procédure de calibration au jeu de données est itérative entre les sous-modèles externe et interne jusqu'à convergence de la paramétrisation. Cette méthode permet d'évaluer les effets directs et indirects de chaque variable latente puis l'effet total (somme des effets directs et indirects). Les coefficients du modèle sont ensuite estimés par des régressions PLS (Tenenhaus et al 2005). Les sorties de la modélisation PLS-PM sont alors des coefficients de corrélation entre variables (*path coefficients*) qui permettent de quantifier les effets directs, indirects et totaux entre les variables latentes (ici pressions) et les coefficients de détermination R² qui expriment la part de variance expliquée par le modèle pour chacune des variables. Il est admis pour ce type de modélisation que le modèle est significatif quand le R² est supérieur à 10%, tangent pour des valeurs entre 5% et 10% et non significatif quand le R² est inférieur à 5% (Croutsche 2002). Le principe conceptuel de la modélisation PLS-PM est représenté dans la Figure 5. Suite à la modélisation PLS-PM, une procédure de *jackknife* a été appliquée pour tester la significativité des coefficients de corrélation entre variables.

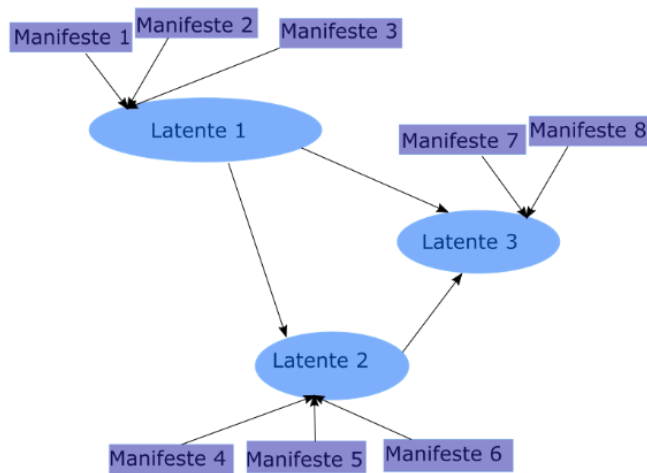


Figure 5 : Principe d'un modèle PLS-PM avec des variables latentes constituées de variables manifestes et des effets directs et indirects représentés par les flèches.

1.4 RESULTATS

1.4.1 CONTAMINATION METALLIQUE BIODISPONIBLE

Le modèle défini a permis de capter 30% de la variation du jeu de données de contamination métallique biodisponible (Figure 6). Ceci valide la faisabilité de l'approche développée pour relier indicateurs ponctuels de contamination biodisponible *in situ* et champ de pressions ou éléments du contexte environnemental à de multiples échelles. L'analyse des corrélations entre variables manifestes et latentes pointe toutefois que le modèle rend compte de façon très inégale de la variabilité de la contamination métallique entre les différents éléments (Tableau 1) : le Pb, le Zn sont par exemple très bien corrélés à la variable latente « contamination » construite (donc expliquée) par le modèle, contrairement à des éléments comme le Cr ou le Ni dont les variations ne sont que très peu intégrées à la part expliquée. Ceci pose la question de devoir développer des modèles spécifiques pour certains éléments et d'abandonner l'approche globalisante choisie ici qui s'appuie sur une variable de contamination métallique synthétique. On constate également que certains facteurs d'entrée ne jouent pas du tout dans le modèle explicatif : par exemple le nombre et la taille des mines dans le volet « industries », la présence de barrages pour « l'hydromorphologie », ou encore le nombre de stations d'épuration à 10 km (contrairement à la taille de celles-ci ou encore au nombre de stations à moins de 3 km). Enfin, cette analyse révèle que la variable « occupation anthropique à l'échelle du bassin versant » retenue par le modèle est principalement le reflet du degré d'urbanisation et dans une bien moins grande mesure de l'occupation agricole.

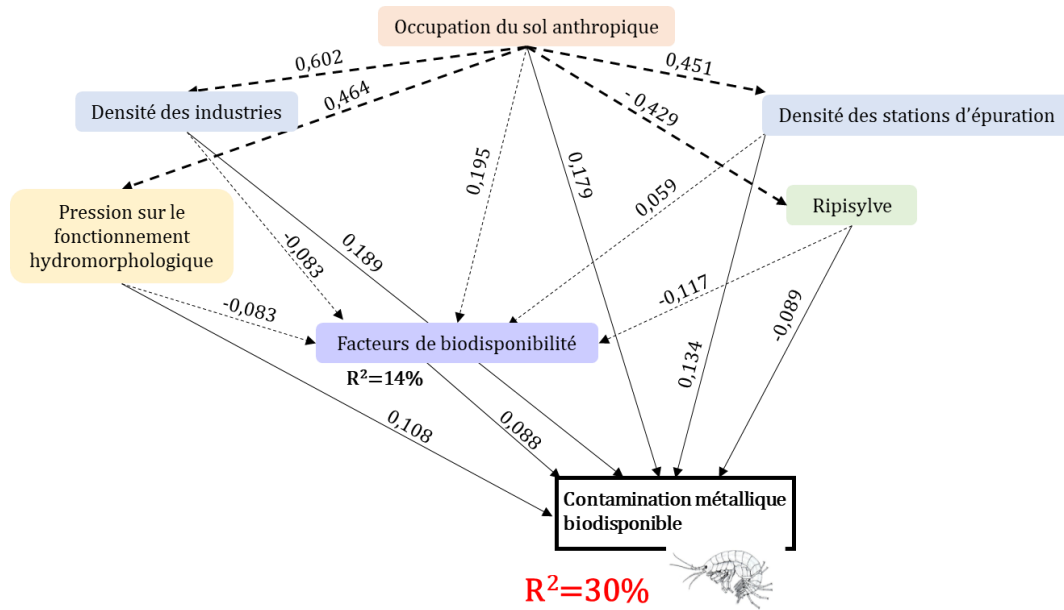


Figure 6 : Calibration du modèle de contamination métallique biodisponible figurant les path coefficients estimés entre les différents niveaux de variables latentes (voir Sarkis et al 2020 pour les détails techniques de calcul).

Variables latentes	Occupation du sol anthropique	Densité STEP	Densité industries	Ripisylve	Pression sur l'hydromorphologie	Facteurs de biodisponibilité	Contamination métallique biodisponible
Variables manifestes							
Urbanization Surface (watershed)	0.984						
Agriculture Surface (watershed)	0.283						
Number of WWTPs (at 3km)		0.446					
Number of WWTPs (at 10km)		0.036					
Size of WWTPs (at 3km)		0.745					
Size of WWTPs (at 10km)		0.900					
Number of industries (at 3km)			0.736				
Number of industries (at 10 km)			0.906				
Size of industries (at 3km)			0.720				
Size of industries (at 10km)			0.605				
Number of mining (watershed)			-0.039				
Size of mining (watershed)			-0.032				
Sum of tonnage (watershed)			-0.137				
Vegetation rate at 10m (reach)				0.995			
Vegetation rate at 30m (reach)				0.917			
Roads and railways rate (reach)					0.100		
Upstream dams rate (reach)					0.019		
Straightening rate (reach)					0.847		
Disconnection rate (reach)					-0.099		
Overwidth rate (reach)					0.464		
Dike rate (reach)					-0.074		
pH (site)						0.311	
DOC (site)						-0.095	
Water hardness (site)						0.999	
Bioaccumulation of Pb (site)							0.787
Bioaccumulation of Zn (site)							0.444
Bioaccumulation of Ag (site)							0.382
Bioaccumulation of Hg (site)							0.373
Bioaccumulation of Cd (site)							0.352
Bioaccumulation of Cu (site)							0.317
Bioaccumulation of Ni (site)							0.143
Bioaccumulation of Cr (site)							0.067

Tableau 1 : Liens (coefficients de corrélation de Pearson) entre stressors, mesures environnementales (variables manifestes) et variables latentes définies dans le modèle relatif aux métaux – Adapté de Sarkis et al. 2020

Après avoir ainsi décrit le signal porté par chacune des variables latentes considérées dans le modèle calibré, on peut comparer l'effet relatif de ces pressions sur la contamination biodisponible (Tableau 2). On note un poids fort des pressions en lien avec les sources présumées des contaminants métalliques, en premier lieu la densité des industries puis la densité des rejets de stations d'épuration. Les variables environnementales en lien avec le transfert des substances jouent également un rôle un peu moindre mais du même ordre de grandeur avec un effet aggravant de la pression « hydromorphologie » (très corrélée avec le degré de rectitude du tronçon) sur la contamination biodisponible, ainsi que l'effet protecteur attendu de la présence de ripisylve. La variable plus locale « facteur de biodisponibilité » a un effet plus faible et inverse de celui attendu, avec une corrélation positive entre les concentrations bioaccumulées et cette variable (très liée à la dureté de l'eau - Tableau 1). Ceci traduit que l'effet connu en écotoxicologie de compétition entre éléments majeurs comme le calcium avec la bioaccumulation de certains métaux (ex Cd) (Pellet et al 2009 ; Urien et al 2016) n'émerge pas sur ce jeu de données à l'échelle nationale. On peut avancer différentes hypothèses : une co-occurrence des fortes charges ioniques dans les milieux les plus contaminés (e.g., gradient amont-aval) qui vient confondre cet effet attendu de la dureté sur les niveaux de biodisponibilité, ou encore la contrainte d'avoir construit un modèle global pour un ensemble de huit éléments métalliques pour lesquels l'influence de la dureté de l'eau sur le processus de bioaccumulation n'est peut-être pas généralisable. Enfin, la pression « anthropisation du bassin versant » joue un effet majeur dans le taux d'explication de la contamination biodisponible métallique. On note par ailleurs que 40% de cet effet (effet direct/effet total - Tableau 2) passe par des processus non décrits par les autres pressions identifiées dans le modèle (présence d'industrie, de stations d'épuration et altération hydromorphologique à l'échelle du tronçon).

Variable latente	effet total	=	effet direct	+	effet indirect (décomposition)
occupation anthropique	0.472		0.179		0.293 <i>(0.117 indus + 0.062 step + 0.053 hydromor + 0.042 ripisyl + 0.017 biodisp)</i>
densité des industries	0.194		0.189		0.005
densité des stations d'épuration	0.139		0.134		0.005
pression hydromorphologique	0.115		0.108		0.007
ripisylve	-0.099		-0.089		-0.010
facteur de biodisponibilité	0.088		0.088		-

Tableau 2 : Quantification des effets directs et indirects des différentes pressions et facteurs environnementaux sur la variable contamination métallique biodisponible obtenue lors de la calibration du modèle sur le jeu de données national.

1.4.2 CONTAMINATION BIODISPONIBLE EN COMPOSES ORGANIQUES (HAP PCB)

Une exploration préliminaire du jeu de données de bioaccumulation organique a révélé une très forte covariation de la contamination entre PCBs, tout comme entre HAPs, avec par contre peu de covariation entre les deux types de substances (Figure 7). En introduisant la somme des HAPs et la somme des PCBs indicateurs dans l'analyse, ces deux métriques sont apparues comme résumant bien la variance de ces données de contamination biodisponible en HAPs et PCBs. Etant donné cette divergence entre les patrons de contamination en HAPs et PCBs, le modèle conceptuel proposé (Figure 2) a été calibré indépendamment pour les

deux familles de substances. Pour cela, nous avons considéré la somme des concentrations accumulées en HAPs comme unique variable de sortie, puis celle des PCB indicateurs.

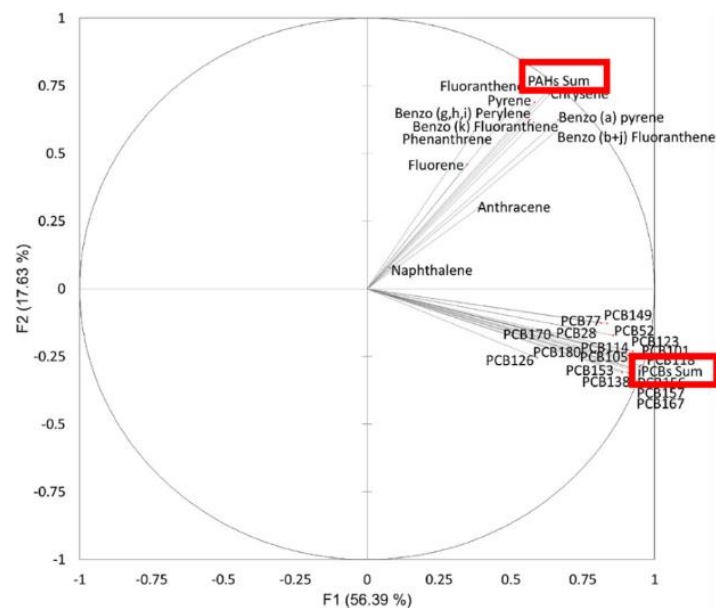


Figure 7 : Analyse en composante principale du jeu de données de concentrations organiques bioaccumulées (245 sites au niveau national). En encadré, variable « somme des HAPs » et « somme des « PCB indicateurs ». Issu de Sarkis et al. 2021

La variation de la contamination en PCBs est expliquée à 28% par les pressions retenues dans le modèle multiéchelle. Quatre variables ont un poids significatif sur la contamination biodisponible en PCBs (Figure 8). Les trois premières correspondent à des pressions à l'échelle du bassin versant (densité urbaine, d'industries ou de routes) auxquelles s'ajoutent un effet de la taille du bassin versant. A l'opposé, aucune des pressions aux échelles plus locales du tronçon ou du site ne s'est révélée être significativement liée à la variabilité de la contamination biodisponible en PCBs existante entre les sites échantillonnés sur les réseaux nationaux de surveillance.

De façon cohérente avec l'exploration préliminaire des données de bioaccumulation, le patron qui émerge de la calibration du modèle pour la contamination biodisponible en HAPs est totalement différent de celui des PCBs (Figure 8). Dans ce modèle qui explique 37% de la variation de la contamination en HAPs, la première pression qui pèse significativement est celle de la densité urbaine locale (accompagnée de la densité locale de décharges et d'industries mais de façon non significative). Aucun élément de pressions en lien avec les sources à l'échelle du bassin versant ne ressort dans ce modèle. Deux éléments à l'échelle du tronçon jouent significativement sur l'aggravation de la contamination biodisponible : l'intensité des précipitations estivales et la rectitude du tracé du cours d'eau. Pour ces caractéristiques en lien avec la dynamique de transfert des flux et matières vers et dans le cours d'eau, les hypothèses explicatives de leur influence statistique sur la contamination biodisponible en HAPs (évaluée ici dans la colonne d'eau via la méthodologie d'encagement) sont certainement à être recherchées dans les processus de ruissellement de surface, d'érosion, de dépôt et de piégeage dans les sédiments, temps de résidence ou circulation verticale de l'eau dans les différents compartiments des cours d'eau. Enfin, la pression « nutriments/matière organique » (à l'échelle du site) a un lien positif significatif avec les

valeurs de concentrations bioaccumulées en HAPs. Il ressort donc que notre hypothèse *a priori* d'un effet protecteur (baisse de la biodisponibilité des HAPs avec la charge en matière organique) soit disqualifiée pour ce niveau de comparaison entre sites à l'échelle nationale. La relation positive pourrait alors traduire une augmentation des processus de transfert vers les organismes (voie trophique ?), ou encore une probable co-variation confondante entre niveau de contamination en HAPs et charge organique des cours d'eau.

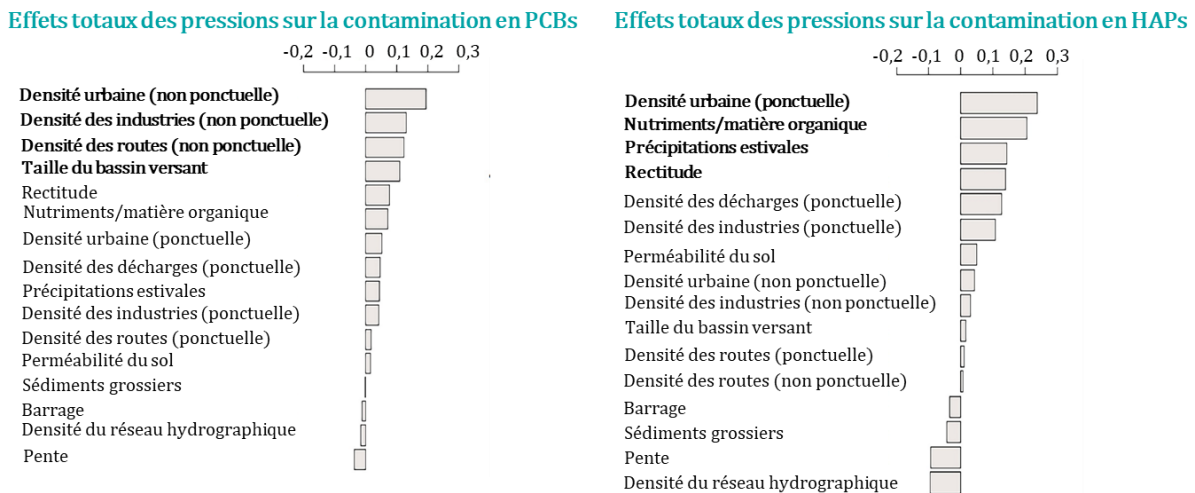


Figure 8 : Quantification des effets totaux des différentes pressions et facteurs environnementaux sur la contamination biodisponible en HAPs ou PCBs obtenue lors de la calibration du modèle sur le jeu de données national. En gras, les effets significatifs. Le modèle est présenté sur la Figure 2.

1.5 CONCLUSIONS

Les résultats de cette étude, menée sur les premiers jeux de données de bioaccumulation mobilisables à grande échelle spatiale, démontrent la faisabilité des approches de modélisation multiéchelle pour analyser les données de biomonitoring et permettre d'établir des liens entre pressions environnementales et contamination biodisponible évaluée à l'échelle du site. Les premiers modèles proposés ont en effet permis de capter ici une part significative de la variation nationale des niveaux de bioaccumulation mesurés par encagement d'organismes. Nous avons retrouvé un lien fort avec les diverses sources présumées pour les différents contaminants. C'est par exemple le cas de la contamination par les éléments métalliques (comme le Pb, le Zn...) et son lien avec la présence d'industries et de rejets de stations d'épuration à l'échelle du tronçon. D'autres facteurs en lien avec l'urbanisation du bassin versant (et qui restent à être identifiés) pèsent également sur la contamination métallique locale. La pertinence de l'approche a également été soulignée dans le cas des composés organiques persistants, dont les pressions sources majeures retenues par le modèle se sont avérées être bien différentes entre HAPs et PCBs, avec une influence significative des sources ponctuelles au niveau du tronçon pour les premiers et celle de sources industrielles ou urbaines diffuses à l'échelle du bassin versant pour les seconds.

Le grand enseignement qui ressort de ces premières analyses est que les pressions sur l'hydromorphologie, la présence de ripisylve, les régimes de précipitations ont un poids sur la contamination biodisponible du même ordre de grandeur que celui des pressions en lien avec les sources. Ceci vient valider expérimentalement à large échelle l'hypothèse de l'importance de considérer les pressions en lien avec les processus de transfert des contaminants vers et dans les cours d'eau pour la compréhension de l'exposition des organismes aquatiques au

sein des bassins exposés à la pression chimique. Ces résultats sur des premiers jeux de données de biomonitoring déployés à l'échelle des réseaux de surveillance des cours d'eau illustrent ainsi comment les déterminismes de la contamination chimique biodisponible peuvent être identifiés par ces approches de modélisation multipression.

Il faut souligner ici que ces premières démonstrations méthodologiques ont été appliquées sur les tout premiers jeux de données « gammare encagés » mobilisables. Ces jeux de données sont actuellement en pleine expansion du fait de l'acquisition de données par les différentes Agences de l'eau dans le cadre de la surveillance biote nouvellement mise en place (Geffard et al 2021). Ceci offre des perspectives pour asseoir les premières conclusions de l'étude, aller plus loin pour certains composés (voire pour de nouvelles substances qui sont à présent suivies et bien quantifiées chez le gammare comme certains insecticides, herbicides ou encore composés perfluorés). L'approche pourrait également être transposée aux marqueurs de toxicité (ex. inhibition alimentaire) qui sont également appliqués dans le cadre de la qualification ou le suivi de l'état de certaines masses d'eau. Ce déblocage de la disponibilité de données suffisamment fournies en termes de couverture spatiale devrait également permettre de revoir la réflexion à des échelles spatiales plus restreintes (régionales, hydro-écocorégion, sous bassin...) et avancer dans la compréhension de certains gradients de contamination potentiellement écrasés ici par le contraste au sein des données nationales (ex. fonds géochimiques pour les éléments traces métalliques, éléments de biodisponibilité...).

Une perspective de ces travaux qui proposent de lier approches de modélisation multipression et indicateurs de la contamination biodisponible ou de toxicité réside également dans une application prédictive des modèles. Avec toutes les précautions nécessaires quant au domaine d'application des modèles établis (gradients environnementaux ou géographiques pris en compte), des exercices de projection cartographique du risque d'exposition à la contamination ou même de toxicité pourraient être proposés dans le cadre d'exercice de priorisation de sites, de compréhension de l'empreinte spatiale de l'exposition à l'échelle des bassins, ou d'évolution des altérations physiques, ou des conditions hydrologiques. La complémentarité avec les indicateurs de risques de non atteinte du bon état (liés aux pollutions toxiques) développés par l'Agence à l'échelle des masses d'eau dans le cadre de l'état des lieux du bassin pourrait également être évaluée.

2 PARTIE 2 : EXPERIMENTER – Influence de l'hydromorphologie sur l'étendue spatiale de la contamination par les rejets de STEU dans dix cours d'eau du bassin RMC

2.1 DEMARCHE EXPERIMENTALE MISE EN PLACE

Dans ce deuxième volet d'étude, nous avons porté l'analyse des interactions entre hydromorphologie et pression chimique à l'échelle du tronçon. Notre objectif a été d'interroger si l'étendue spatiale de l'altération chimique toxique engendrée par une source ponctuelle de contamination peut être modulée par certaines caractéristiques physiques des tronçons des cours d'eau récepteurs. Ce travail a eu recours à une approche expérimentale consistant à acquérir de la donnée écotoxicologique via l'encagement de gammares (niveaux de contamination et de toxicité mesurés lors d'encagements sériés dans l'espace) et des données hydromorphologiques fines (relevés de terrain) sur les tronçons de différents bassins versants choisis dans des contextes physiques contrastés, et sous l'influence d'une même source de contamination : le rejet de petites stations d'épuration d'eaux usées urbaines (STEU). Le plan expérimental de l'étude est présenté sur la Figure 9.

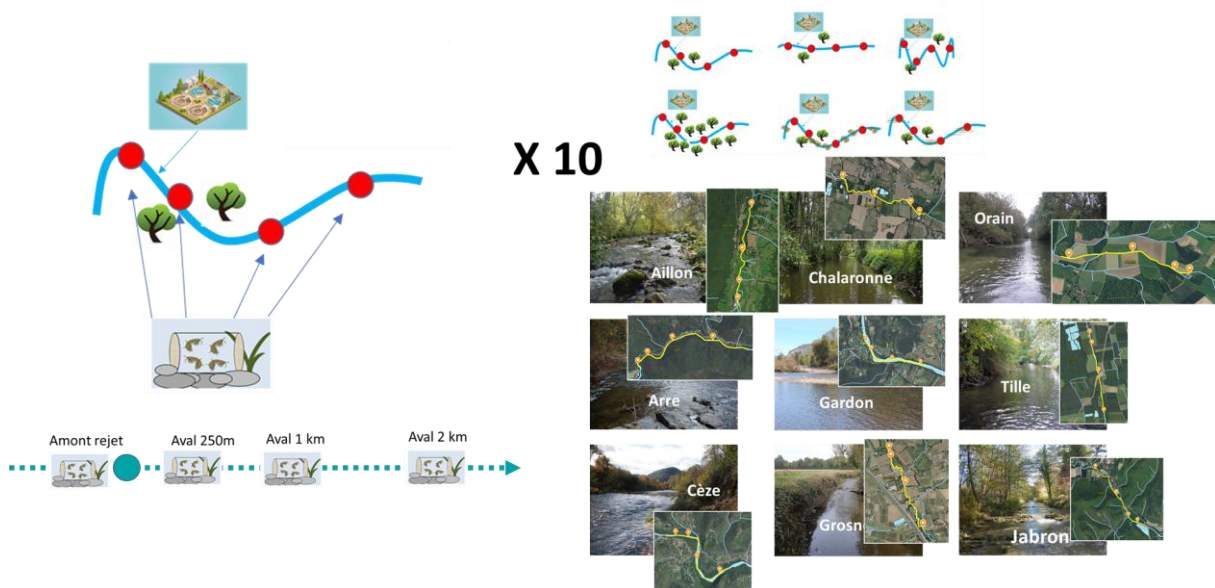


Figure 9 : Plan expérimental de l'étude - déploiement de 4 encagements de gammares (mesures de bioaccumulation et de toxicité, points rouges) en amont-aval de STEU sur 10 tronçons de 2 km de rivières aux profils hydromorphologiques variés.

Sur les tronçons de dix cours d'eau régionaux (un tronçon par cours d'eau), nous avons déployé 4 points d'encagement de gammares pour réaliser des mesures de bioaccumulation et toxicité en amont et jusqu'à 2 km en aval d'un rejet de STEU (3 points aval). Des prélèvements d'eau et un déploiement d'échantillonneurs passifs ont également été réalisés au niveau du point de rejet dans une optique d'identification de micropolluants traceurs du rejet à rechercher chez le gammare (collaboration LPTC UMR EPOC CNRS université Bordeaux). Le choix des dix tronçons s'est fait à partir d'un travail de sélection 1/ de STEU aux

caractéristiques similaires en termes de capacité et types de traitement (en visant des caractéristiques défavorables en termes rejets de micropolluants à dire d'expert ; unité INRAE REVERSAAL J.M. Choubert), 2/ sur des rivières de tailles homogènes et, 3/ de tronçons aval de rejet sans discontinuité majeure (ex : absence de confluence, changement de faciès...) aux typologies hydromorphologiques contrastées entre rivières. Les hypothèses implicites à ces choix sont que le temps de résidence de l'eau, la présence de sédiments fins, l'intensité des échanges nappes rivières, la présence de végétation ou d'un couvert végétal, ... influencent le devenir des contaminants le long du tronçon (processus de dégradation physique ou biologique, piégeage, temps d'exposition).

La réponse écotoxicologique suivie sur les quatre points d'encagement a été la bioaccumulation de substances issues des rejets STEU (vu comme traceurs de l'exposition et proxy de la pression chimique), ainsi qu'une mesure de toxicité (marqueur d'inhibition alimentaire). En effet, le taux d'alimentation chez le gammare est sensible à une large gamme de contaminants aussi bien organiques que métalliques, et constitue ainsi à une réponse adaptée pour appréhender globalement les effets induits par la contamination en micropolluant (Coulaud et al 2011).

2.2 MATERIELS ET METHODES

2.2.1 SELECTION DES SITES D'ETUDE

Une base de données des 860 STEU d'une taille comprise entre 3000 et 75000 équivalent habitants (EH) réparties sur l'ensemble du bassin Rhône Méditerranée a été fournie par l'Agence de l'eau RMC.

Une liste plus réduite de 150 STEU a été sélectionnée en considérant les stations qui ne traitent pas l'azote, avec l'hypothèse que le temps de séjour court dans ces stations serait le plus propice à la présence de micropolluants dans les rejets. Ceci a été réalisé à partir des données d'auto-surveillance (macro-polluants) 1/ en retenant les stations présentant des rejets avec des taux d'azote total Kjeldahl supérieur à 10 mg/L (225 STEU), 2/ puis en écartant les stations où la différence entre azote total et azote Kjeldahl était supérieure à 10 mg/L pour éviter les dysfonctionnements, sources potentielles de rejets de nitrites (connus pour être impactant sur la biologie des organismes), ainsi que quelques stations avec de très forts rejets en phosphore.

Une caractérisation cartographique a ensuite été engagée pour analyser les tronçons aval de ces différentes STEU : taille moyenne de la rivière, absence de confluence, zone réceptrice *a priori* peu sous l'influence d'autres rejets, Les sites ont été sélectionnés sur des rivières de taille moyenne (Classe de taille Petits-Moyens), avec un effort pour choisir des rivières avec des contextes hydromorphologiques et géographiques différents. Un soin a été apporté afin d'éviter la présence d'affluents majeurs sur le tronçon. Le choix s'est porté sur des STEU de taille moyenne en terme d'équivalents habitants (autour de 7000 EH).

Le Tableau 3 présente les STEU qui ont été choisies à l'issue de la sélection avec leurs caractéristiques techniques ainsi que les rivières réceptrices de leur rejet. Ces 10 sites d'études sont situés dans des contextes physiques, hydroclimatiques et géologiques variés, et répartis sur 5 hydroécocorégions de type 1 (Her 1) différentes, allant des plaines de la Saône aux Cévennes. Les 10 STEU retenues sont des petites/moyennes installations, composées principalement de boues activées aération prolongée (ne traitant pas l'azote), sauf un lagunage (Poët Laval - Dieulefit).

#	Nom STEU	Départ.	Capacité (EH)	Charge max en entrée (EH)	Conc. moyenne sortie			Traitement			Superficie approx. BV (km ²)	Masse d'eau	Her1
					NK (mg N/L)	P total (mg P/L)	N global (mg N/L)	Filière eau	Filière Boue	Rivière			
1	STEU de Aillon-le-Jeune	73	4000	2980	20	8	26	Lit bactérien	SBL	Aillon	40	FRDR5333	P5
2	STEU de Prissé-Bourg	71	4500	3150	11	1	12	BAAP	ESG	Petite Grosne	97	FRDR579b	TP10
3	STEU de Châtillons/Chalaronne	01	5400	3855	14	2	16	BAAP	Centri	Chalaronne	200	FRDR577a	TP15
4	STEU de Poligny	39	9000	7420	17	3	18	BAAP	TEG	Orain	51	FRDR615	MP15/5
5	STEU de Arcs/Tille-Remilly	21	5000	2650	13	1	14	BAAP	TEG	Tille	880	FRDR651	M10
6	STEU de Besseges	30	12000	8600	10	2	11	BAFC	FB	Cèze	230	FRDR398	GM8
7	STEU de Anduze	30	9000	6615	16	6	13	BAFC	FB	Gardon d'Anduze	543	FRDR381	GM6/8
8	STEU de Le Vigan	30	15000	6500	27	2	28	BAFC	FP	Arre	150	FRDR173a	PTP8
9	STEU de Le Poët-Laval-Dieulefit	26	3600	4117	28	5	29	Lagunage nat.	ESG	Jabron	53	FRDR429a	TP6
10	STEU de Ste Foy-l'Argentière	69	4500	6130	14	5	17	BAAP	Centri	Brevenne	30	FRDR569b	TP3

Tableau 3 : Caractéristiques des STEU des 10 sites d'études. BAAP : boue activée aération prolongée ; BAFC : boue activée faible charge ; nat. : naturel ; SBL : stockage boues liquides ; ESG : épaissement statique gravitaire ; Centri : centrifugation ; TEG : table d'égouttage ; FB : filtre à bande ; FP : filtre à plateaux ; NK : azote Kjeldahl ; P : phosphore ; Her1 : hydroécocorégion de type 1

La localisation des 10 sites d'études est présentée sur la Figure 10. Les coordonnées précises de chacune des 40 stations de mesure ainsi que les dates d'expérimentation pour chaque site sont renseignées dans l'Annexe 2.

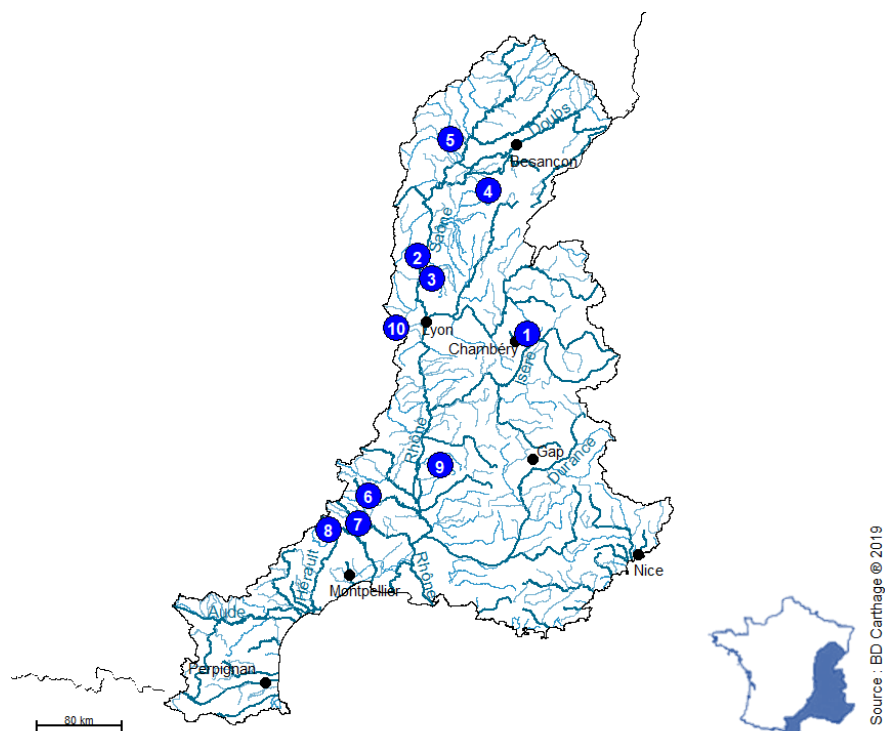


Figure 10 : Localisation des 10 sites d'études

La caractérisation hydromorphologique *in situ* des 10 tronçons de 2 km a été réalisée en mai-juin 2020 lors du stage de M1 de Nizar Ben Haha (Lyon 2). Deux campagnes de déploiements d'encagements ont été ensuite réalisées à l'automne 2020 sur les 10 sites d'études répartis sur le bassin de l'Agence de l'eau. La première campagne a été déployée du 13 octobre 2020 au 20 octobre 2020 pour les 5 sites au nord et à l'est de Lyon. La seconde a été déployée du 27 octobre 2020 au 04 novembre 2020 pour les 5 derniers sites, situés à l'ouest et au sud de Lyon.

2.2.2 MESURES DES CARACTERISTIQUES HYDROMORPHOLOGIQUES

La caractérisation hydromorphologique des 10 tronçons retenus a été abordée à travers deux procédures distinctes :

- Des mesures à l'aide d'un Système d'Information Géographique (SIG) et de bases de données préexistantes qui permettent de caractériser à une échelle large les tronçons retenus et leurs bassins versants.
- Une campagne de terrain qui a permis de compléter la caractérisation par des mesures *in situ*.

Les différents protocoles utilisés sont détaillés ci-après.

Mesures SIG :

Les stations d'épuration étudiées ont été localisées sur les réseaux hydrographiques de la BD Carthage® et la BD Topo® de l'IGN. Le bassin versant spécifique des points de rejets et des emplacements des cages a été produit, à l'aide du logiciel ArcGIS et de l'extension Spatial Analyst, à partir du modèle numérique de terrain issu du référentiel à grande échelle RGE Alti 5m® de l'IGN (Figure 11). Les mêmes données ont été utilisées pour mesurer la pente de chaque tronçon, ainsi que la pente globale de la station en suivant le tracé du réseau hydrographique de la BD Topo® de l'IGN. L'occupation du sol de chaque bassin versant a été mesurée à partir de la base de données Corine Land Cover (Source : Union européenne – SOeS, CORINE Land Cover, 2018) par intersection des polygones à l'aide du logiciel ArcGIS.

La même méthodologie a été utilisée pour renseigner différentes informations sur la lithologie du bassin versant à partir de la carte géologique de la France au millionième du BRGM. A une échelle plus fine, des zones tampons de 10 m et 30 m de large ont été générées autour de chaque tronçon afin de documenter des informations sur la ripisylve par intersection avec le thème « végétation arborée » de la BD Topo® de l'IGN. Enfin, les tronçons et points remarquables ont été reportés sur la base de données SYRAH-CE (Valette et al. 2012) produit par INRAE (ex-Irstea) qui rassemble des informations liées à l'intensité de la pression anthropique sur le fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau.

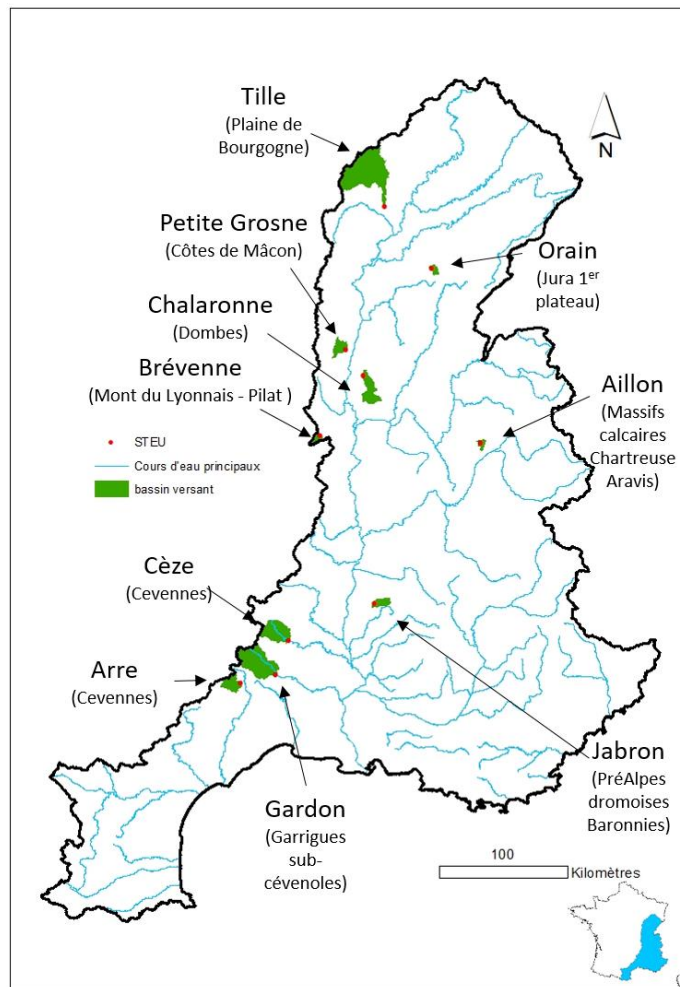


Figure 11 : Carte des bassins versants des points de rejet des stations d'épuration et leurs hydroécorégions d'appartenance de niveau 2 (entre parenthèses)

Protocole terrain :

Pour compléter les informations recueillies à large échelle, une campagne de terrain a été menée qui a permis de relever sur site les données décrites ci-après. Les mesures ont été effectuées sur l'ensemble du tronçon entre le point de rejet de la STEU et l'emplacement de la cage à 2 km à l'aval par déambulation le long de la rivière. La mesure des faciès d'écoulement présents sur la station a été réalisée à l'aide d'un dérouleur à fil perdu (topofil). Les faciès ont été renseignés selon la typologie de Malavoi et Souchon (2001). Les descriptions suivantes ont été ajoutées selon les contextes :

- un relevé de l'emplacement des potentiels affluents et drains ;
- un relevé de la présence de dépôts de sédiments (bancs latéraux ou médians) ;
- une évaluation visuelle systématique de la granulométrie de surface (méthode EVHA – Ginot et al, 1998) des bancs et des faciès de types radier ou rapide ;
- une évaluation systématique du colmatage du substrat (selon la méthode Archambaud - 2005) des têtes de radiers et de rapides.

2.2.3 METHODOLOGIE D'ENGAGEMENT

L'organisme utilisé pour les engagements est le crustacé amphipode *Gammarus fossarum*, espèce modèle du laboratoire d'écotoxicologie INRAE. Cette espèce est distribuée dans tous les hydrosystèmes européens dans lesquels elle joue un rôle écologique majeur (détérioration de la matière organique, source de nourriture...). Elle est sensible à de nombreux contaminants chimiques, et possède également la capacité à bioaccumuler nombre de ces contaminants. Au travers une utilisation par engagement, cet organisme à forte pertinence écologique est reconnu aujourd'hui comme un outil d'intérêt pour évaluer la qualité chimique des hydrosystèmes et son impact toxique.



Figure 12 : Photographie d'un gammarus, *Gammarus fossarum* (Longueur ~1cm)

La population source utilisée pour l'étude est la population source exploitée par le laboratoire, sur une zone d'élevage commune avec la société BIOMÆ (convention de partenariat). Il s'agit de notre population « contrôle », prélevée dans une ancienne cressiculture, située à Saint-Maurice-de-Rémens (coordonnées : 45.9576, 5.2619).

Les gammares ont été prélevés au filet troubleau, tamisés pour ne sélectionner que les organismes de taille souhaitée et ramenés au laboratoire. Les prélèvements ont eu lieu les 30 septembre et 14 octobre 2020 pour les 2 campagnes d'expérimentations *in situ*. Les organismes ont ensuite été maintenus au laboratoire dans une eau contrôle (forage), pendant 2 semaines en continu avec 2 renouvellements /jour, sous une photopériode de 16/8h jour/nuit. Ils ont été nourris *ad libitum* à l'aide de feuilles d'aulne et de larves de tubifex.



Colonnes de tamis



Prélèvement au troubleau



Site de prélèvement

Figure 13 : Prélèvement et tri de gammares

Pour la mesure de la bioaccumulation : 6 réplicats de 30 individus ont été exposés sur une période 7 jours pour réaliser les mesures de bioaccumulation. Les organismes ont été nourris *ad libitum* durant la phase d'exposition en rivière avec des feuilles d'aulnes. Pour limiter l'influence du poids, de la croissance et du sexe des organismes sur l'accumulation de contaminants, seuls des gammares mâles matures de même classe d'âge ont été exposés (poids moyen compris entre 22 et 38 mg de poids frais). Les gammares ont été calibrés et mis en cage au laboratoire, maintenus en eau contrôle de laboratoire, avant d'être amenés sur chaque site d'étude pour être transplantés.

Pour le taux de survie et le taux d'alimentation : 4 réplicats de 20 individus ont été exposés sur une période 7 jours. Les organismes sont exposés avec apport de nourriture standardisée : 20 disques de feuilles d'aulne d'un diamètre égal à 22 mm par réplicat (Figure 14). Un réplicat contenant uniquement des disques d'aulne est réalisé pour mesurer la consommation qui pourrait avoir lieu et non attribuable aux gammares engagés. Pour limiter l'influence du poids, de la croissance et du sexe des organismes sur ces réponses, seuls des gammares mâles

matures de même classe d'âge ont été exposés (moyenne des tailles comprise entre 9,5 et 12,5 mm et coefficient de variation n'excédant pas 10%). Ce protocole est conforme à la récente norme AFNOR XP T90-722-3.

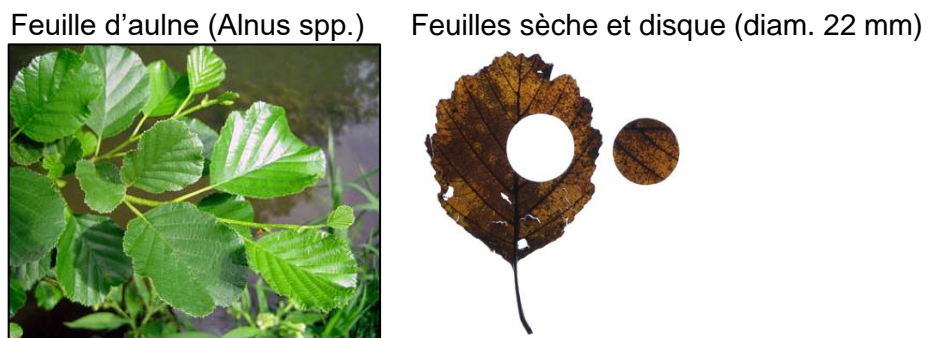


Figure 14 : Substrat alimentaire utilisé pour mesurer le taux d'alimentation

Sur chaque site, les cages ont été déposées et fixées dans un système d'exposition, lui-même directement posé dans la rivière. Les systèmes d'exposition ont été placés préférentiellement sur la même rive que celle du rejet de STEU. Une sonde de température *Tinytag temperature logger Aquatic 2*[®] a été fixée par système d'exposition pour enregistrer en continu la température. Les cages et les sondes de température ont ensuite été récupérées après 7 jours d'exposition. Le pH, la conductivité, et la température ont été mesurés ponctuellement à chaque intervention sur chaque point à J0 et J7.

Après les 7 jours d'exposition, les tests alimentation ont été arrêtés sur site. Le comptage de la survie a été réalisé et les résidus de disques de feuilles ont été récoltés en pilulier pour chaque réplicat en vue du calcul du taux d'alimentation. Par la suite, les gammarés ont été ramenés au laboratoire dans leur cage et de l'eau du site.

Pour la bioaccumulation, les gammarés ont été récoltés, triés pour éliminer les organismes morts ou moribonds, séchés, poolés en vue des analyses chimiques, dans un tube en plastique pour les métaux ou dans un flacon en verre pour les composés organiques et enfin congelés à -80°C. Les échantillons ont été expédiés au laboratoire d'analyses chimiques pour quantifier les substances chimiques accumulées dans les gammarés.

2.2.4 PRELEVEMENTS D'EAU ET ECHANTILLONNEURS PASSIFS

Parallèlement au déploiement des gammarés encagés, des prélèvements d'eau ont été effectués et des échantillonneurs intégratifs passifs (EIP) ont été déployés sur les sites d'études au niveau des rejets. L'objectif a été de réaliser un pré-screening large des molécules présentes dans les rejets des stations d'épuration, afin de développer le cas échéant des méthodes analytiques pour le dosage de ces molécules dans les gammarés. Les molécules recherchées sont des substances typiques des rejets de STEU (ex médicaments, molécules RSDE, etc).

Ces échantillonneurs passifs consistent en un dispositif contenant une phase réceptrice, protégée par une membrane. Succinctement, les molécules présentes dans l'eau et avec une affinité (polarité notamment) pour le matériau diffusent à travers une couche limite d'eau et la membrane, et s'accumulent sur la phase réceptrice selon leur affinité pour cette dernière. Seules les substances en phase aqueuse (fraction dissoute) sont piégées par ce système. Parmi les différents intégrateurs passifs existant, le POCIS, acronyme de *Polar Organic Chemical Integrative Samplers*, a été choisi pour sa propriété à accumuler les composés hydrophiles. Ce dispositif permet une caractérisation des effluents d'une STEU, des apports

en hormones et résidus de médicaments, par exemple. La phase réceptrice utilisée pour ces expérimentations était une phase OASIS HLB (*Hydrophilic-Lipophilic-Balanced*).

Dans l'étude, ils ont été déployés sur les points amont et aval proche (250 m) de chaque rejet. Les POCIS ont été montés sur des supports au laboratoire et transportés sur site, protégés par une feuille de papier aluminium et en glacière avec des pains de glace. Les POCIS ont ensuite été placés directement dans les systèmes d'exposition contenant les gammares. Après exposition de 7 jours, les POCIS ont été ramenés au laboratoire sur leur support, protégés, comme lors du déploiement, par une feuille de papier aluminium. Une fois retirés du support, ils ont été placés au congélateur -20°C avant expédition au laboratoire d'analyses chimiques pour quantifier les substances chimiques accumulées dans la phase absorbante.

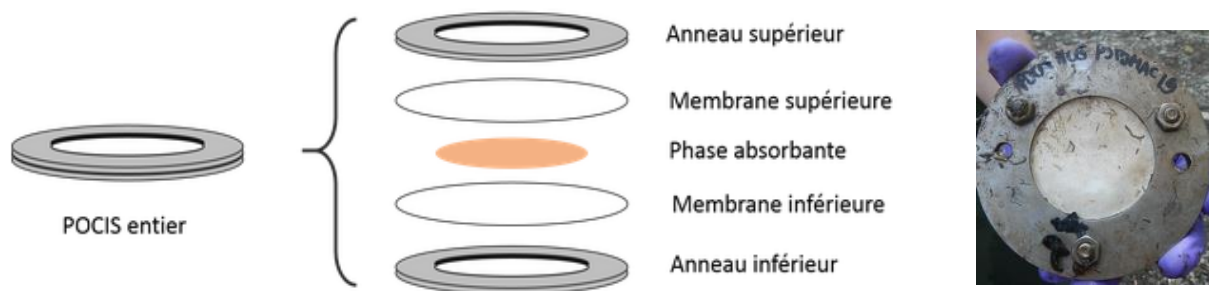


Figure 15 : Descriptif des composants du POCIS

Pour chaque tronçon défini, des prélèvements d'eau ont également été réalisés sur trois points : en amont et en aval du rejet de la STEU, et directement dans le rejet. Ces prélèvements ont été réalisés dans deux types de flacons : en verre et en plastique en fonction des types de contaminants recherchés. Une fois réalisés, les échantillons ont été maintenus en glacière jusqu'au retour au laboratoire. Ils ont été placés au congélateur à -20°C et ont été expédiés au laboratoire d'analyses chimiques.

2.2.5 ANALYSES CHIMIQUES

La préparation et l'analyse chimique des différents types d'échantillons (eau, POCIS, gammares) ont été réalisées par l'UMR EPOC (Université de Bordeaux/CNRS).

Les échantillons d'eau ont été extraits et analysés par SMPE (*Solid Phase Micro Extraction*) pour l'analyse des pesticides analysables en chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (Fibre PDMS-DVB – 65 µm 1h incubation, 50°C – colonne HP 5 MS UI - 320 m x 0.25 mm x 0.25 µm, 5% phénylméthylsoloxane adapté de Dufour 2017)

Les POCIS ont été traités selon le protocole décrit par Tapie et al., 2011, Belles et al., 2014, Dufour, 2017. Les POCIS ont été démontés, la phase OASIS HLB transférée dans des cartouches SPE en verre de 6 mL, puis séchée pendant environ 1h. La phase a ensuite été éluée avec 2 x 5 mL d'un mélange méthanol/dichlorométhane (50/50° : V/V), et 2 x 5 mL de dichlorométhane. L'extrait obtenu est récupéré dans un flacon de 60 mL, puis il est reconcentré à 25 mL. Cet extrait est ensuite aliquoté pour mener des analyses ciblées (5 mL par filière analytique : médicaments, pesticides, composés de référence de performance (PRC), sauvegarde) par chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (Agilent LC Infinity / 6460 Triple quadripôle). Un aliquot a été réservé à un screening par LC/QTOF (HRMS) en mode non ciblé qui n'a rien donné, faute de sensibilité en raison d'un extrait trop faiblement concentré.

Les gammars ont été lyophilisés. Les analyses ont été menées sur 0.3 g de matière sèche afin de s'affranchir de la teneur en eau des gammars. Les échantillons ont été extraits sous champ microonde, dans 12 mL de mélange (eau miliQ pH2/MeOH 1/1 : V/V – rampe 1, 5 min, 400 W, 70°C / rampe 2, 5 min, 350 W, 70°C). L'extrait obtenu est ensuite filtré sur fibre de verre, puis évaporé pour éliminer le méthanol (Rapidvap 40%, 30 min, 50°C°. Puis l'extrait aqueux est purifié par SPE (*Solid phase extraction*) (cartouche OASIS HLB - 60 mg, 3 cc), élution avec 3 mL de méthanol. L'extrait final est aliquoté pour l'analyse des pesticides en LC-MS/MS et GC-MS/MS (adapté de Dufour, 2017) et des pharmaceutiques en LC-MS/MS (adapté de Aminot, 2013).

Le Tableau 4 liste les substances qui ont été recherchées lors des analyses ciblées dans les POCIS, en amont et en aval des rejets de STEU, ainsi que dans l'eau, en amont, en aval et directement dans les rejets de STEU. Ce choix de molécules a été fait à partir de la liste des substances recherchées lors des campagnes de mesure des micropolluants dans les rejets de stations d'épuration urbaines (RSDE STEU) (Dufour 2017, Pedelucq 2016, Aminot 2013, Cruz 2015, projets REGARD, REMPLAR).

	Pesticides		Composés pharmaceutiques			
POCIS	<i>Carbendazime</i>	9	POCIS	<i>Azithromycine</i>	0.7	
	<i>Diflufenicanil</i>	0.2		<i>Clarithromycine</i>	0.3	
	<i>Diuron</i>	0.2		<i>Érythromycine</i>	1	
	<i>Imidaclopride</i>	0.4		<i>Acébutolol</i>	0.4 / 1	
	<i>Pendimethaline</i>	0.7		<i>Aténolol</i>	0.5 / 5	
	<i>Prochloraz</i>	2		<i>Bisoprolol</i>	0.1 / 1	
	<i>Propiconazole</i>	0.5		POCIS/EAU*	<i>Carbamazepine</i>	0.3 / 1
	<i>Tebuconazole</i>	1			<i>Irbesartan</i>	0.8 / 1
	<i>Terbutryne</i>	9			<i>Metoprolol</i>	0.3 / 1.5
EAU	<i>Bifenthrine</i>	0.2	<i>Oxazepam</i>		0.5 / 12	
	<i>Cypermethrine</i>	0.5	<i>Propranolol</i>		0.1 / 2	
	<i>Fipronil</i>	0.1	<i>Sotalol</i>	0.2 / 3		
	<i>Lambda-cyhalothrine</i>	0.5	<i>Sulfaméthoxazole</i>	0.6 / 3		
	<i>Pendimethaline</i>	0.1				
	<i>Permethrine</i>	0.5				
	PFOS	0.1				

Tableau 4 : Substances recherchées dans les matrices POCIS et eau, comme candidats traceurs de STEU, avec les limites de quantifications (LQ) associées, en ng/L - * pour les composés pharmaceutiques recherchés dans les 2 matrices, les LQ indiquées à gauche sont associées à la matrice POCIS et à droite à la matrice Eau.

A la suite des analyses du pré-screening réalisées sur les prélèvements d'eau et sur les échantillons des POCIS, le laboratoire d'analyses a identifié une liste de molécules d'intérêt à suivre dans les gammars, considérés comme possibles traceurs de l'exposition à des rejets de STEU.

Le Tableau 5 liste les composés qui ont été recherchés dans les gammars. Même si elles n'ont pas été quantifiées dans les POCIS, la pendiméthaline et le diflufenicanil ont été ajoutés à la liste des molécules sélectionnées car ces substances sont très souvent quantifiées dans la matrice gammars au cours des campagnes de suivi DCE des masses d'eau pour les

Agences de l'eau, et peuvent être des substances intéressantes à suivre (base de données Naiades <http://www.naiades.eaufrance.fr/>).

MOLECULE	CLASSE DE COMPOSES	N° CAS	METHODE D'ANALYSE
Carbamazépine	Pharmaceutiques	85756-57-6	LC-MS/MS
Irbésartan	Pharmaceutiques	138402-1-6	LC-MS/MS
Oxazepam	Pharmaceutiques	604-75-1	LC-MS/MS
Sotalol	Pharmaceutiques	3930-20-9	LC-MS/MS
Diflufenicanil	Pesticides	83164-33-4	LC-MS/MS
Diuron	Pesticides	330-54-1	LC-MS/MS
Imidaclopride	Pesticides	138261-41-3	LC-MS/MS
Pendimethaline	Pesticides	40487-42-1	GC-MS/MS
Tebuconazole	Pesticides	107534-96-3	LC-MS/MS
Propiconazole	Pesticides	60207-90-1	LC-MS/MS
Fipronil	Pesticides	120068-37-3	GC-MS/MS

Tableau 5 : Liste des composés sélectionnés comme traceurs potentiels de STEU à suivre dans les gammares

2.2.6 MESURES BIOLOGIQUES

Les mesures biologiques ont été réalisées par le laboratoire d'écotoxicologie. Pour chaque point d'encagement, le nombre de gammares vivants est déterminé par réplikat après 7 jours d'exposition. La mesure du taux d'alimentation correspond à la surface de feuille consommée en une semaine. La Figure 16 illustre la méthodologie décrite par Dedourge et al. (2009) et Coulaud et al. (2011), repris dans la norme AFNOR XP T90-722-3. Après exposition, les gammares vivants sont dénombrés et les restes de feuilles sont récupérés, scannés et la surface déterminée à l'aide du logiciel ImageJ®. Par différence entre la surface du réplikat témoin (sans gammare) et la surface restante dans chaque réplikat, le taux d'alimentation est défini et exprimé en mm² par gammare et par jour (Figure 16), selon la formule suivante :

$$FR_i = \frac{(S_{a_{\text{contrôle}}} - S_{a_i}) / ((I_{i,t0} + I_{i,t7}) / 2)}{\Delta t}$$

où FR_i est le taux d'alimentation calculé pour le réplikat i , $S_{a_{\text{contrôle}}}$ la surface de feuille à la fin de l'exposition du lot contrôle sans gammares, S_{a_i} , la surface de feuilles restant après exposition pour le réplikat i , $I_{i,t0}$, le nombre de gammare au début de l'exposition pour le réplikat i , $I_{i,t7}$, le nombre de gammares vivants après 7 jours d'exposition pour le réplikat i et Δt , la durée en jours de l'exposition, ici 7 jours.

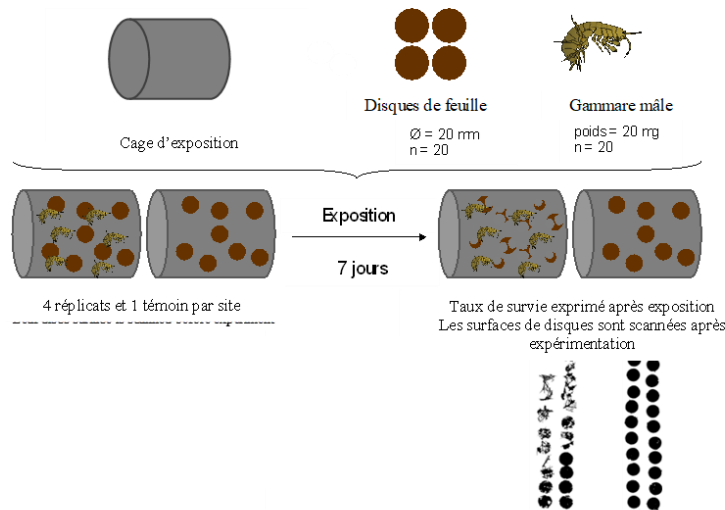


Figure 16 : Méthode utilisée pour la mesure du taux d'alimentation lors d'expérimentation *in situ*

2.2.7 HYDROMETRIE DES COURS D'EAU ET DEBITS DES REJETS

Les débits des rivières de chaque site d'études ont été importées à partir du service d'information Vigicrues[®], ainsi que la banque HYDRO[®], quand la donnée était disponible. Pour chaque site d'étude, un travail de recherche a été effectué pour identifier les stations limnimétriques les plus proches et disposer ainsi d'une approximation de l'hydrométrie des rivières au cours des expérimentations *in situ*. Quand la rivière ne disposait pas de station de suivi proche, des stations limnimétriques sur d'autres cours d'eau du bassin versant ont été sélectionnée pour avoir une idée générale des conditions hydrologiques au cours des 7 jours d'expérimentations. La synthèse des résultats disponibles est présentée en Annexe 4. Sur les 10 sites d'études, 3 rivières ne disposent pas de station limnimétrique : il s'agit de la Petite Grosne, de l'Orain et de l'Aillon. Les débits et hauteurs d'eau pour ces sites n'ont pas pu être suivis. Néanmoins, il a été possible de faire un proxy en regardant les stations hydrologiques alentours aux sites d'étude, afin de s'assurer que durant les périodes d'exposition, il n'y a pas eu d'épisodes de crues. Concernant la Petite Grosne, la station la plus proche retenue est la Grosne à Jalogny. Pour l'Orain, les stations les plus proches sont la Cuisance à Mesnay, et la Brenne à Sellières. Et pour l'Aillon, il s'agit des stations sur le Chéran à Allèves et du ruisseau de Bornette à Lathuile.

En parallèle, un débit moyen, correspondant à la période d'exposition, a été calculé à partir des valeurs moyennées des débits journaliers relevées sur les stations limnimétriques, à l'exception de l'Aillon, de l'Orain et de la Petite Grosne. Pour ces trois sites, une mesure ponctuelle de débit a été réalisée, à l'aide d'un courantomètre, lors de la phase de caractérisation hydromorphologique. Cette valeur de débit ne correspond pas à la période d'exposition mais donne une estimation approximative du débit de la rivière.

Par ailleurs, le débit moyen du rejet par chaque STEU a été estimé, en faisant l'hypothèse qu'il n'y a pas/peu d'eau claire parasite, et en multipliant une consommation journalière moyenne de 150L/jour/habitant par le nombre d'équivalent habitants des STEU. Cela permet d'avoir une estimation de l'apport théorique du rejet de STEU, en supposant que la STEU fonctionne à son débit nominal. Ce débit est comparé à celui de la rivière, en faisant l'hypothèse de débit stable au cours du temps.

2.3 RESULTATS

2.3.1 DIVERSITE HYDROMORPHOLOGIQUE DU JEU DES 10 RIVIERES D'ETUDE

Les 10 rivières d'études ont été sélectionnées afin de disposer d'une large diversité de fonctionnements hydromorphologiques. Elles ont ainsi été choisies dans des hydroécorégions différentes. Les descriptions ci-dessous illustrent cette diversité. Sur la Figure 17, on peut distinguer 2 lots de rivières quant à la pente moyenne de la zone d'étude, avec l'Aillon, l'Arre, le Jabron puis la Brévenne qui présentent des pentes beaucoup plus fortes que les 6 autres cours d'eau d'étude.

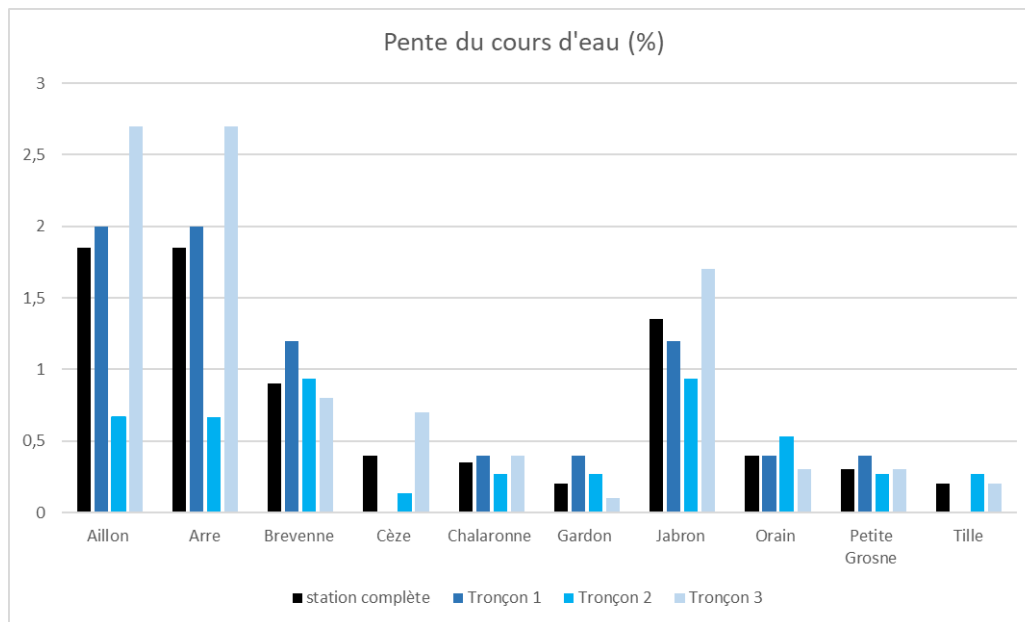


Figure 17 : Pente des stations et des différents sous-tronçons à l'aval des rejets (tronçon 1=0-250 m ; tronçon 2 = 250 m-1 km ; tronçon 3 = 1 km-2 km)

Les bassins versants présentent une variabilité géologique comme le montre la Figure 18. Si on retrouve une prédominance des roches carbonatées sur la grande majorité des sites (hormis la Brévenne et la Petite Grosne), il y a un gradient beaucoup plus marqué en ce qui concerne la perméabilité et la résistance à l'érosion du substratum. Ces paramètres influencent à la fois l'hydrologie des cours d'eau en termes de réactivité du débit aux précipitations et de présence d'aquifères souterrains d'importance, ainsi que la quantité et le type de substrat présent dans les lits des cours d'eau.

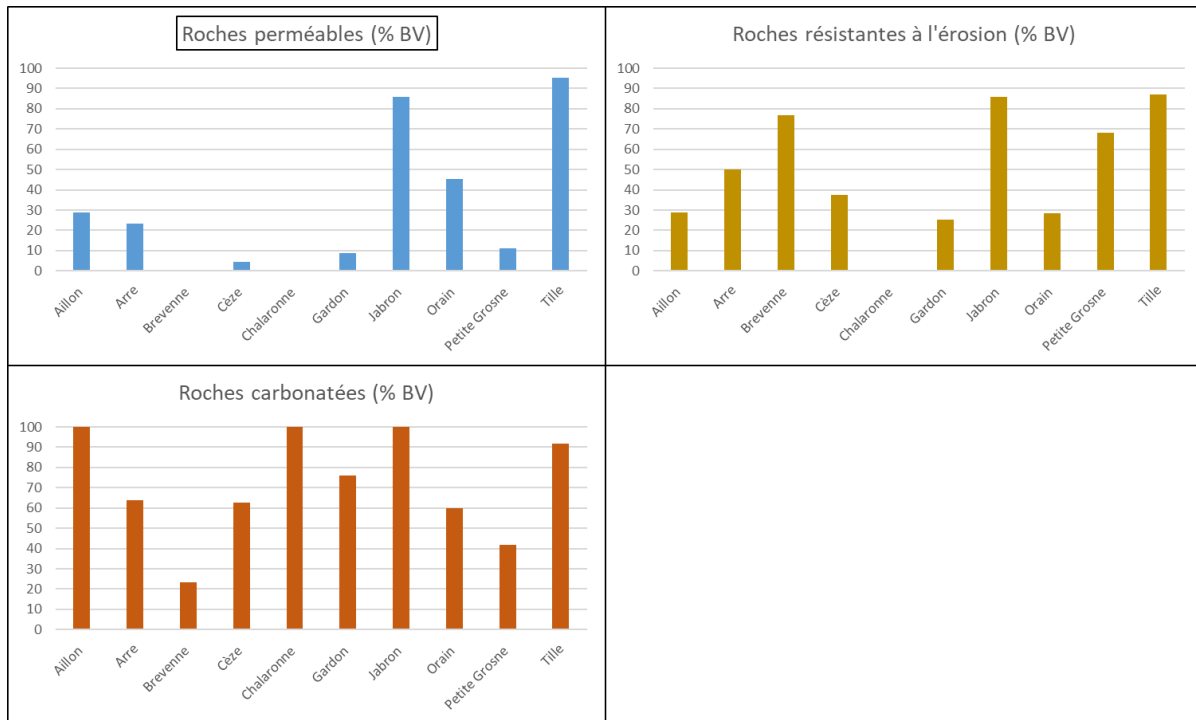


Figure 18 : Caractéristiques géologiques des bassins versants : perméabilité, résistance à l'érosion et chimie de la roche mère

Le Tableau 6 montre une diversité forte quant aux largeurs à pleins bords du lit mineur, de 10 m de large pour la Brévenne à plus de 80 m pour le Gardon, et permet de préciser le gradient de taille des bassins versants. En effet, si la largeur est très fortement corrélée à la taille du bassin versant, elle est également très dépendante de la quantité et du type de sédiments transportés, de la résistance des berges à l'érosion et de la capacité du cours d'eau à mobiliser cette charge alluviale qui est fonction du débit et de la pente. Le gradient de hauteur à pleins bords dépend également de la puissance du cours d'eau et du type de substrat. Le rapport largeur/hauteur donne une idée plus précise du fonctionnement hydromorphologique. Plus ce rapport est faible (e.g. Orain, Petite Grosne, Tille) et plus la rivière est étroite et encaissée et inversement plus il est élevé (Gardon, Cèze), plus la rivière est large et a tendance à se déplacer dans son fond de vallée.

SITE	Largeur à pleins bords (m)	Hauteur à pleins bords (m)	Rapport Lpb/Hpb
Aillon	15,6	1,44	12,4
Arre	23,7	1,19	22,3
Brevenne	10,95	1,19	9,385104
Cèze	50,6	1,92	27,74
Chalaronne	13,85	1,06	13,5
Gardon	82,64	1,65	52,5
Jabron	14,67	1,2	13,2
Orain	12	1,22	9,8
Petite Grosne	12,06	1,14	11,3
Tille	20	1,76	11

Tableau 6 : Valeurs moyennes de la géométrie à plein bords du lit mineur calculées à partir des profils en travers réalisés in situ

L'analyse de la

Figure 19 permet à la fois d'apporter des précisions sur le style fluvial et d'approcher le degré d'anthropisation du lit des tronçons étudiés. S'il apparaît naturel que le tracé de l'Aillon, rivière torrentielle des Alpes, soit presque rectiligne, la question de la modification du tracé par intervention humaine se pose pour des rivières comme la Tille et l'Orain. En effet, les rivières de plaine adoptent naturellement un tracé plus sinueux, voire méandrique. Un tracé trop rectiligne, comme c'est le cas pour ces deux cours d'eau est significatif d'une rectification importante du tracé. D'ailleurs, selon l'étude SYRAH-CE (Valette et al 2012), un taux de rectitude fort (plus de 80% pour la Tille et l'Orain) sur des cours de faible pente est considéré comme une altération importante du fonctionnement hydromorphologique. La Chalaronne et la Brévenne ont un taux de rectitude moyen correct mais un taux de rectitude maximal élevé. Cela peut être dû à des rectifications du tracé très localisées. La faible sinuosité du Gardon, qui a un style fluvial très divagant (proche de la tresse), n'est pas à considérer comme une altération. Les valeurs restent très proches des valeurs naturelles.

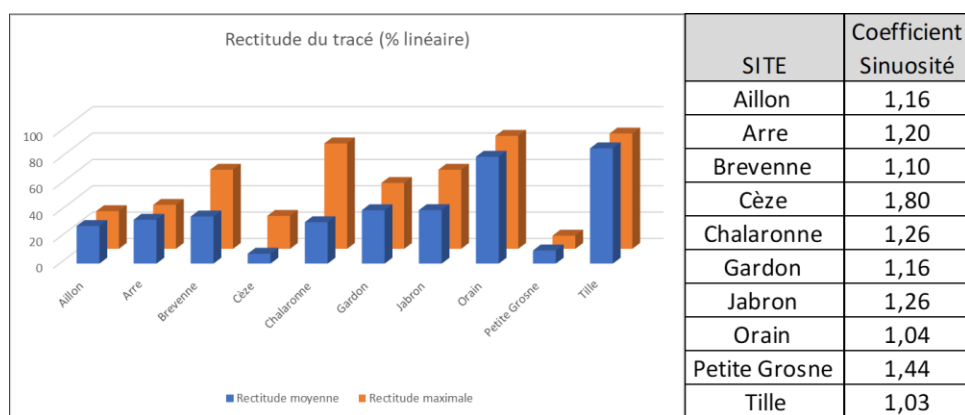


Figure 19 : Coefficients de sinuosité et taux de rectitude du tracé en plan (source SYRAH-CE) des tronçons à l'aval des rejets

Les données sur la composition granulométrique des sédiments du lit (Figure 20) montrent que toutes les stations étudiées sont des rivières à graviers ou à galets. Il n'y a pas de tronçon exclusivement sableux ou limono-argileux. Les rivières de montagne ou de piémont présentent naturellement une granulométrie plus grossière mais dans notre échantillon les écarts restent limités pour l'ensemble des classes granulométriques. Cela traduit que tous ces sites possèdent une dynamique certaine et qu'ils présentent des séquences de faciès d'écoulements comparables, malgré le gradient marqué en termes d'énergie.

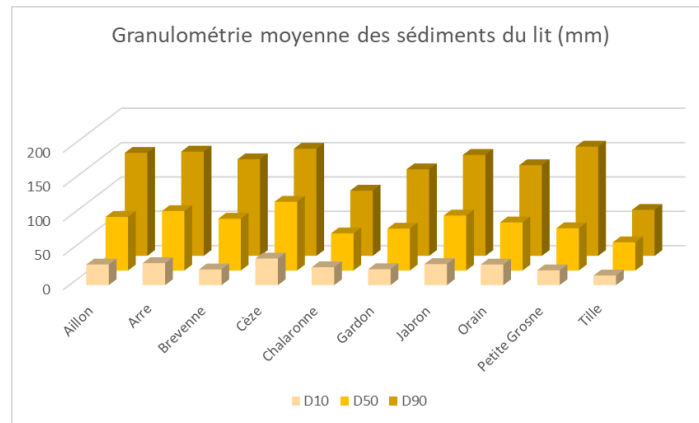


Figure 20 : Diamètres caractéristiques des sédiments du lit, mesurés selon la méthode de Wolman (D10 = percentile 10, D50 = diamètre médian et D90 = percentile 90)

La Figure 21, qui décrit la prépondérance des types de faciès, confirme le gradient énergétique observé ci-dessus. Les rivières de montagne et de piémont ont un pourcentage de faciès lotiques (où la vitesse du courant est forte) plus important. Cette valeur est tout de même à relativiser car quand la pente est trop importante, les faciès lotiques ont une pente plus forte mais sont moins longs. C'est le cas pour l'Arre par exemple, où il y a plus de faciès de type cascade que de radiers. Dans ces rivières à forte énergie, les faciès dominants sont de type chute/rapide pour les plus pentues et de type radier/plat courant pour les autres. Les faciès lenticulaires venant compléter les séquences rythmiques. Pour les cours d'eau où l'énergie est plus modérée (Tille, Orain, Petite Grosne, Chalaronne), les faciès dominants sont de type mouilles et plats, que les radiers (zone de dépôt des sédiments les plus grossiers) entrecouperont plus ou moins régulièrement.

Observer les bancs et autres dépôts sédimentaires hors du flux principal (Figure 22) permet de compléter l'analyse de la dynamique fluviale. L'Aillon, l'Arre et le Jabron sont des cours d'eau à forte énergie mais ils possèdent peu de bancs, ce qui s'explique par des structures de types lit rocheux, où il y a peu de zones de dépôts au sein des tronçons. En revanche, la Cèze et le Gardon présentent de forts linéaires de bancs, ce qui est typique des zones de piémont, espaces privilégiés de dépôts des sédiments. Les macroformes sédimentaires représentent une part très importante du lit mineur. La Brévenne a un profil intermédiaire avec de nombreux petits bancs qui jalonnent l'intégralité de la station. Les rivières de plaine possèdent logiquement moins de structures de ce type. On peut tout de même noter que la Petite Grosne et la Chalaronne ont une dynamique sédimentaire plus marquée que l'Orain et la Tille.

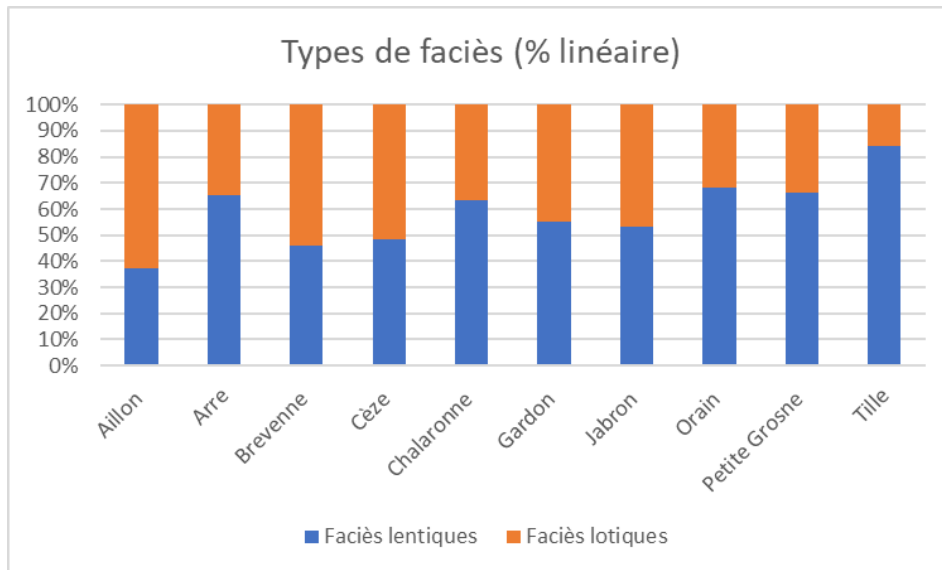


Figure 21 : Linéaires des tronçons aval des rejets selon le type de faciès d'écoulement (faciès lotiqes = faciès où le courant est fort comme les cascades, radiers, rapides, plats courants ; faciès lentiqes = faciès où la vitesse de l'eau est faible comme les mouilles, fosses de dissipations, plats et chenaux lentiqes)

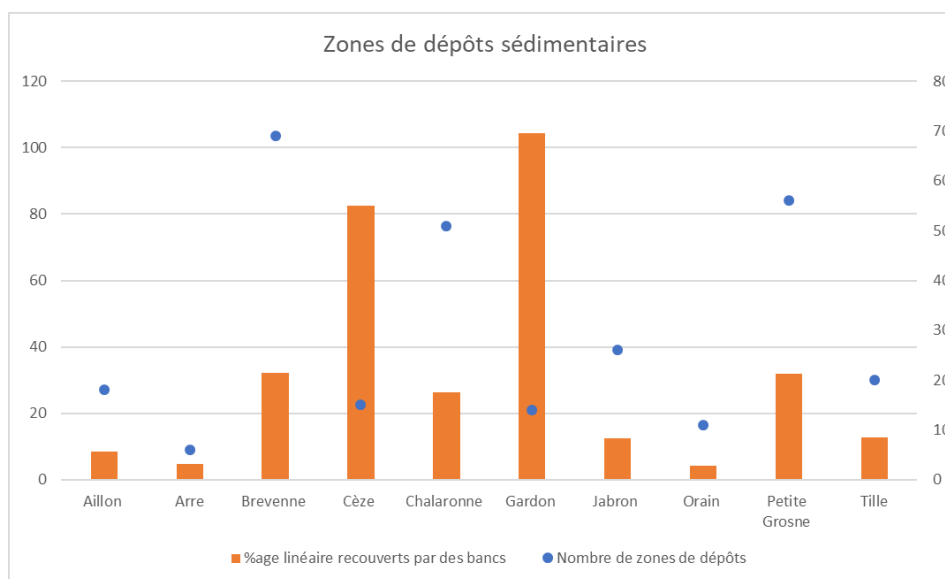


Figure 22 : Nombre et recouvrement des zones de dépôts sédimentaires (essentiellement des bancs)

A partir de ces éléments, nous pouvons alors proposer une classification en différentes typologies des 10 tronçons de cours d'eau de l'étude :

- Les rivières de montagne :
 - L'Aillon et l'Arre : petites rivières à forte pente et assez encaissées, proches d'un torrent. Elles se caractérisent par des faciès majoritairement lotiqes incluant notamment des secteurs à lit rocheux. Les sédiments transportés sont très grossiers. Leur environnement est très naturel.
 - Le Jabron et la Brévenne : ce sont des rivières de montagne au profil intermédiaire. Elles ont une pente et une énergie importante. Le Jabron se démarque à cause de la présence d'un secteur de canyon rocheux au milieu du tronçon, mais elles présentent autrement des successions de faciès assez

similaires de types radier/mouille/plat. Les sédiments dans ces sites sont essentiellement grossiers. Les deux rivières possèdent des secteurs manifestement rectifiés artificiellement. En revanche l'occupation du sol dans le bassin de la Brévenne est beaucoup plus anthropisée que celle du Jabron.

- Les rivières de piémont (cévenol) :
 - o La Cèze et le Gardon : deux rivières de grande taille situées dans le piémont cévenol. Leur énergie est très forte malgré une pente modérée. Elles se caractérisent par un lit très large et peu profond, recouvert en très grande partie par des macroformes sédimentaires grossières. Elles ont une dynamique latérale très active. L'occupation du sol dans leurs bassins versants est très naturelle même si les fonds de vallée proches des sites d'études sont plus anthropisés.
- Les rivières de plaine :
 - o La Petite Grosne et la Chalaronne : rivières de plaine à énergie modérée de la plaine de Saône. Elles se caractérisent par des lits plutôt étroits et encaissés. Elles conservent une sinuosité plus marquée malgré des secteurs manifestement rectifiés. Elles possèdent des sédiments avec une granulométrie assez grossière et un certain nombre de zones de dépôts qui témoignent d'une dynamique fluviale encore active. Les bassins versants sont bien plus anthropisés, notamment par de fortes proportions d'agriculture intensive (particulièrement pour la Chalaronne).
 - o La Tille et l'Orain : ces cours d'eau possèdent également une énergie faible. La sinuosité au niveau des stations est très faible, ce qui est une conséquence d'une rectification d'importants linéaires. Elles possèdent peu de bancs, ce qui coïncide avec leur caractère rectiligne et la granulométrie plus faible des sédiments. Elles possèdent des lits étroits et encaissés et une dynamique latérale très limitée. On trouve également une part importante de roches imperméables dans le bassin, ce qui doit tamponner assez largement les crues et limiter d'autant plus la dynamique fluviale. Elles ont logiquement les plus importants taux de faciès lentiques. L'occupation du sol des bassins versants est orientée vers l'agriculture.

Une analyse en composantes principales (ACP) de l'ensemble des variables (paramètres physiques) vient confirmer cette classification (Figure 23). 80% de la variabilité totale des données est représentée sur les 3 premiers axes de celles-ci. On y retrouve les différents groupes de sites :

- les rivières de piémont, avec le Gardon et la Cèze – celles-ci apparaissent également assez marginales dans le jeu d'étude du fait de leur débit important par rapport aux 8 autres rivières nettement de plus petite taille ;
- les rivières de montagne, avec l'Arre, l'Aillon et le Jabron, accompagnées de la Brévenne, cette dernière se distinguant du groupe sur l'axe 3 (notamment nombre de bancs) et se rapprochant des rivières suivantes ;
- les rivières de plaine, avec la Chalaronne, la Petite Grosne, l'Orain et la Tille, avec des niveaux de pente très faibles et une granulométrie fine pour la Tille (axe 2) et une distinction sur l'axe 3 Chalaronne - Petite Grosne vs Tille – Orain qui signe une dynamique très limitée (nombre de bancs) pour les deux dernières.

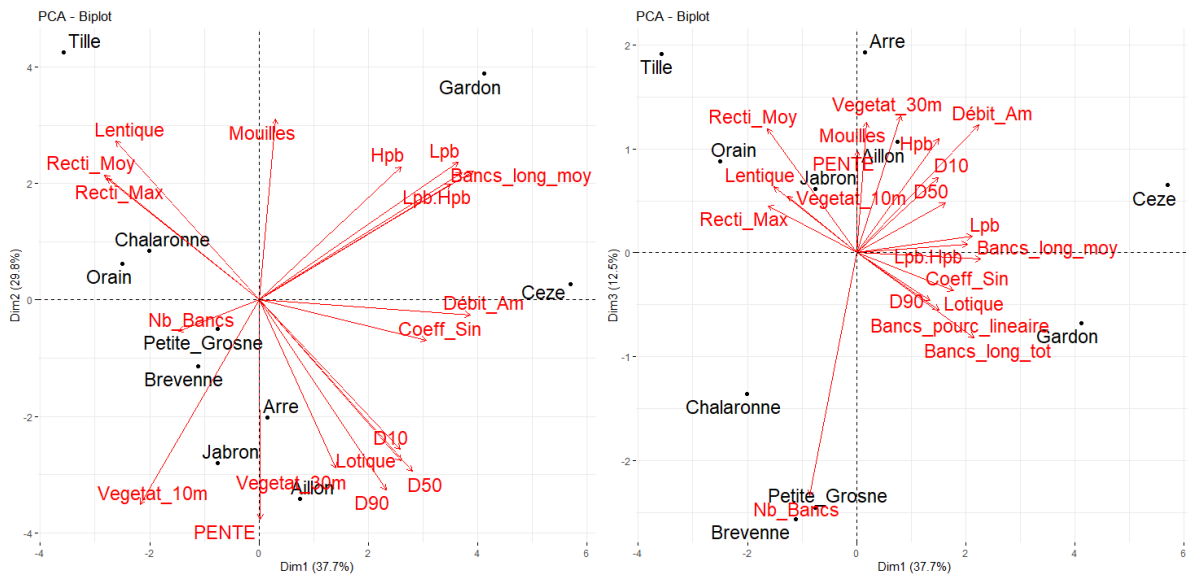


Figure 23 : Analyse en composante principale (ACP) des sites et des variables hydromorphologiques dans le premier plan principal à gauche et dans le deuxième plan principal à droite. Les abréviations utilisées dans l'ACP sont explicitées dans l'Annexe 7

2.3.2 CONDITIONS LORS DES DEPLOIEMENTS DES ENGAGEMENTS *IN SITU*

Les expérimentations *in situ* se sont déroulées entre octobre et novembre 2020. L'ensemble des sites d'études a été expérimenté dans de bonnes conditions d'exposition. Les dispositifs d'engagement des gammars ont été récupérés intégralement et sans problème technique lors de l'intervention à J+7. Toutefois, en raison de difficultés pour accéder au point de mesure, le site du Gardon est le seul site pour lequel l'aval proche a été placé sur la rive opposée à celle du rejet de STEU. Concernant le déploiement des POCIS, il est à noter que l'échantillonneur passif du site de l'Aillon amont a été percé lors de l'échantillonnage sur site, ainsi que le celui en aval du site de l'Arre.

L'Annexe 3 fait une synthèse des mesures physico-chimiques relevées sur chaque site lors des déploiements et des retraits, ainsi qu'une synthèse des températures mesurées tout au long des expositions en rivière. Les températures varient entre 5°C pour les plus faibles sur l'Aillon et 14°C pour les plus élevées sur la Brévenne. Concernant la conductivité, les expositions ont été réalisées dans une large gamme de conductivité avec des mesures inférieures à 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sur la Cèze, et des mesures d'environ 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sur l'Orain. Le pH de l'eau, quant à lui, varie relativement peu selon les sites étudiés.

Pour l'ensemble des sites, les expositions se sont déroulées hors situation hydrologique anormale (Annexe 4). Les résultats montrent que, de manière globale, le premier déploiement (Aillon, Petite Grosne, Tille, Orain et Chalaronne) a eu lieu juste avant un épisode de crue sur le bassin RMC, et le deuxième déploiement (Cèze, Gardon, Arre, Jabron, Brévenne) a eu lieu entre deux épisodes de crues sur le bassin RMC. Concernant la rivière Jabron, il est intéressant de noter que la veille de la pose des dispositifs d'engagement, il y a eu une hausse notable des débits. Les valeurs de débit moyen pendant la période d'exposition sont présentées dans le Tableau 7. Ces résultats montrent une forte disparité entre les rivières, avec des débits faibles comme sur la Petite Grosne, et des débits bien plus importants, sur le Gardon. Les résultats d'estimation du débit moyen des rejets de STEU mettent en lumière le très faible volume rejeté par les STEU de l'étude par rapport au débit des rivières d'étude

(environ 1% en moyenne), sauf pour les STEU de la Brévenne, de la Chalaronne et de la Petite Grosne qui présentent des ratios de débits STEU / Rivière compris entre 4% et 6%.

Site	Débit moyen (m ³ /j)	Est. Débit STEU (m ³ /j)	Ratio STEU/Rivière
Aillon	211816 *	600	0.3%
Arre	250560	2250	0.9%
Brevenne	16416	675	4%
Cèze	371520	1800	0.5%
Chalaronne	16416	810	5%
Gardon	1693440	1350	0.08%
Jabron	19872	540	3%
Orain	66550 *	1350	2%
Petite Grosne	11710 *	675	6%
Tille	198720	750	0.4%

Tableau 7 : Comparaison des débits moyens de rivière au cours de la période spécifique d'exposition et de rejet de STEU durant les expérimentations. Valeurs de débits en m³/j. * indique que le débit est estimé à partir d'une mesure ponctuelle, hors date d'expérimentation in situ

2.3.3 EMPREINTE DE CONTAMINATION DES RIVIERES D'ETUDE PAR LES REJETS DE STATION

L'ensemble des données d'analyses chimiques est présenté en Annexe 8.

- PRE-SREENING ET IDENTIFICATION DES COMPOSES TRACEURS DE STEU

La Figure 24 présente les résultats des concentrations cumulées en composés attendus comme présents dans les rejets de STEU (pharmaceutiques et pesticides), estimées à partir des mesures dans les POCIS en amont et en aval des 10 rejets de STEU. Les résultats sont exprimés en ng/L (concentration moyenne équivalente dans l'eau).

Pour l'ensemble des sites d'études, les quantités de contaminants accumulées par les POCIS en aval du rejet de STEU sont plus importantes qu'à l'amont du rejet, à l'exception du Gardon. Pour ce site, l'amont présente des niveaux importants en comparaison à tous les autres sites confondus. Le Gardon est la rivière qui est la plus large des rivières expérimentées dans cette étude, avec une largeur à pleins bords de plus de 80 m. Les stations expérimentées sur ce site se trouvent en milieu urbain et il est possible que de différents rejets soient présents en amont de la STEU ciblée ici. En parallèle, trois jours avant la pose des gammare, le Gardon a subi une crue avec des débits allant jusqu'à 200 m³/s liés à des épisodes de pluie (Annexe 4). La position de l'encagement sur la rive opposée au rejet sur le site aval proche est également un élément d'interprétation à considérer pour l'absence de contamination relevée sur le point aval. Au-delà de ce point particulier, quatre sites ressortent par rapport aux autres en termes de niveaux de contaminants captés par les POCIS. Il s'agit de la Petite Grosne, la Chalaronne, la Brévenne, et dans une moindre mesure l'Orain. Pour les autres sites, les niveaux de contaminants mesurés sont globalement très faibles.

Concernant les composés pharmaceutiques, le ratio d'accroissement moyen des concentrations entre l'amont et l'aval STEU est de 6, avec un ratio maximal de 90. L'irbesartan et la carbamazépine principalement, l'oxazepam et le sotalol de façon moins importante, sont les molécules qui sont le plus retrouvées dans les POCIS en aval des rejets de STEU, par rapport à l'amont (Figure 25). Le néonicotinoïde imidaclopride et le fongicide tébuconazole sont les substances qui sont les plus retrouvées par les POCIS en aval en comparaison à l'amont (Figure 26). A noter que pour l'herbicide diuron, une augmentation notable des concentrations mesurées en aval du rejet est observée sur le site de la Petite Grosne (Figure 24).

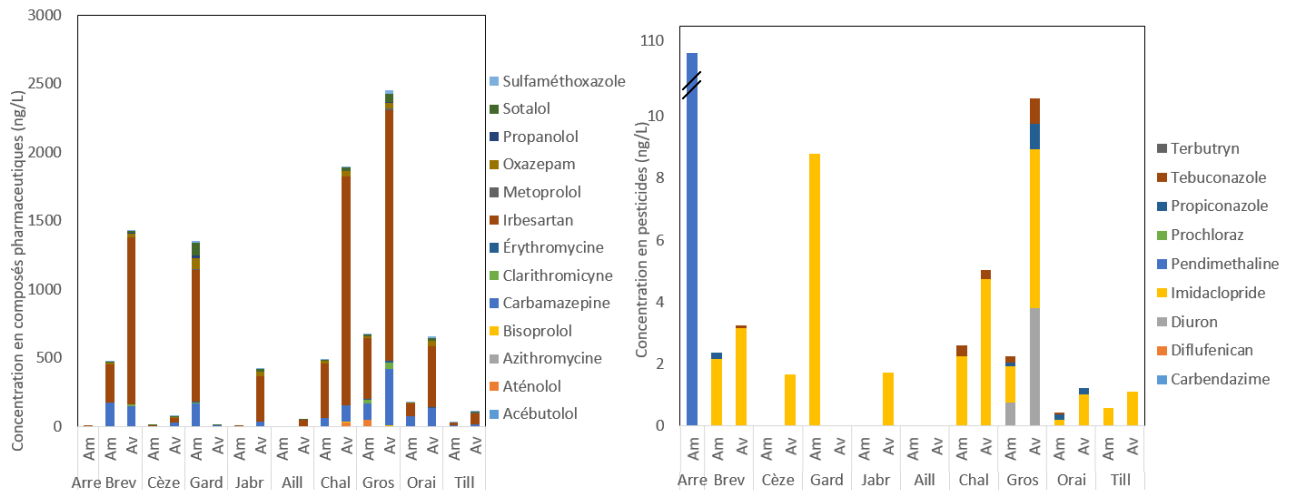


Figure 24 : Concentrations cumulées dans les POCIS en composés pharmaceutiques (à gauche) et en pesticides (à droite) sur les différents sites d'études en amont et en aval des rejets de STEU ré-exprimées en équivalent dans l'eau en ng/L

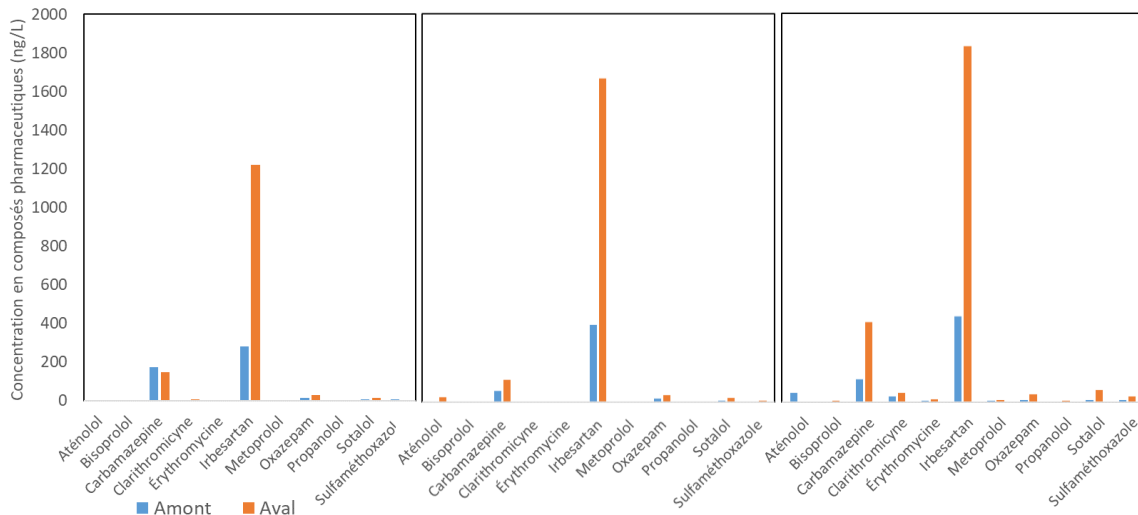


Figure 25 : Détails des concentrations POCIS en composés pharmaceutiques, ré-exprimées en équivalent dans l'eau en ng/L en amont et en aval des rejets de STEU pour la Brevenne, la Chalaronne et la Petite Grosne (de gauche à droite)

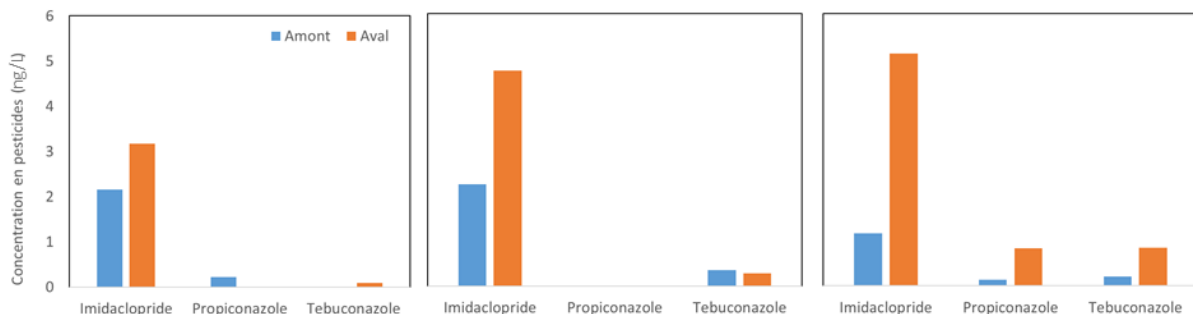


Figure 26 : Détails des concentrations POCIS en pesticides (ré-exprimées en équivalent dans l'eau en ng/L) en amont et en aval des rejets de STEU pour la Brevenne, la Chalaronne et la Petite Grosne (de gauche à droite)

En ce qui concerne les résultats dans la matrice eau, sur les 17 molécules recherchées, 12 ont été quantifiées sur l'ensemble des sites et dans l'ensemble des rejets de STEU.

D'une part, on retrouve le fipronil et les PFOS, avec des concentrations comprises entre 0,1 et 51 ng/L pour le fipronil (Figure 27), et 0,1 et 9,7 ng/L pour les PFOS. Certainement en lien avec la forte dilution rejet/rivière dans l'ensemble des sites (Tableau 7), le fipronil est très peu quantifié en aval proche (250m) des rejets (0,4 ng/L en moyenne). Le PFOS est lui quantifié sur l'ensemble des stations amont, aval proche et rejet, mais sans que l'on puisse conclure comme pour le fipronil à un apport significatif au milieu récepteur étant donné les niveaux proches amont/aval pour cette substance (Annexe 8). La pendiméthaline est quantifiée sur 5 sites à des concentrations très proches de la limite de quantification. De plus, elle n'est quantifiée que dans 3 rejets, ceux de la Brévenne, du Jabron, et de la Tille.

D'autre part, l'ensemble des composés pharmaceutiques recherchés dans la matrice eau a été quantifié. L'irbesartan est la molécule la plus présente dans les rejets (3100 ng/L en moyenne), ainsi que l'oxazepam et le sotalol (1200 ng/L en moyenne pour les deux molécules). En revanche, comme pour les pesticides et les PFOS, on ne peut conclure à un apport significatif au milieu récepteur au vue des niveaux proches amont/aval pour ces substances (Annexe 8).

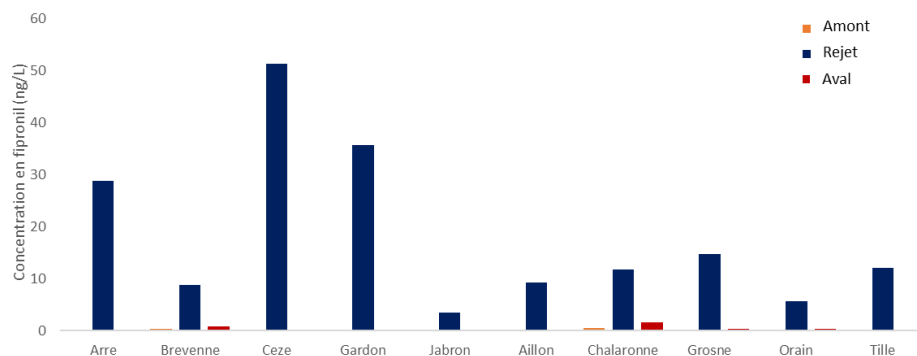


Figure 27 : Concentrations en fipronil mesurées dans l'EAU en amont, en aval et dans les rejets de STEU en fipronil (exprimé en ng/L) sur les 10 sites d'études

• MESURE DE BIOACCUMULATION DANS LES GAMMARES

A la suite du pré-screening « eau » et « POCIS », les substances du Tableau 5 ont été recherchées dans les gammars exposés pendant 7 jours. Cette recherche a été faite seulement sur 7 sites d'étude, choisis de façon aléatoire par le laboratoire d'analyses dans un but prospectif. De la même façon, les analyses ont été réalisées uniquement sur les stations amont et aval proche du rejet (Aval 250 m) dans un premier temps. Concernant les composés pharmaceutiques, la carbamazépine est quantifiée dans le gammare sur 9 stations, à l'exception de l'Arre et de l'Aillon, et l'irbesartan est quantifiée sur 4 stations : en aval des rejets de la Brevenne, de la Chalaronne et de la Petite Grosne, et en amont du rejet de STEU du Gardon. Les résultats observés ici sur le Gardon confirment les résultats observés pour les POCIS en termes de niveau de contamination plus fort sur la station amont par rapport à la station en aval du rejet (rive opposée).

Pour ce qui est des pesticides, des concentrations supérieures aux LQ ont été mesurées pour le diflufenicanil, le diuron, l'imidaclopride, le fipronil et la pendiméthaline.

A noter en revanche que les concentrations observées en aval proche (250m) du rejet sont globalement très faibles et proches des limites de quantification. Ces mesures sont très loin des niveaux de contamination retrouvés en général en aval des rejets de STEU. Quand on s'intéresse aux concentrations cumulées sur chaque station (Figure 28), les résultats montrent que la STEU n'a pas d'apports notables pour ces substances.

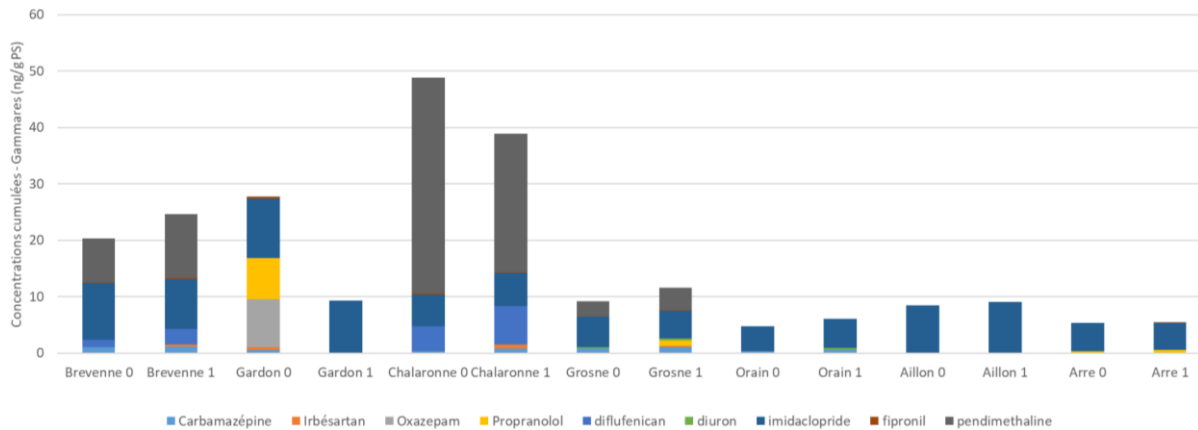


Figure 28 : Concentrations cumulées mesurées après 7 jours d'exposition dans les gammare sur les sites d'études en amont (numéroté 0) et en aval proche (numéroté 1) des rejets de STEU – exprimées en ng/g PS

Il ressort de l'ensemble de ces résultats que les rivières qui ont été expérimentées ne semblent pas être marquées par les contaminants émergents présélectionnés : soit d'une part car ils sont à de trop faibles niveaux de concentration dans les rejets de ces petites et moyennes stations d'épuration, soit comme le montre l'exemple du fipronil du fait d'une trop faible contribution du rejet au débit de ces rivières (dilution). Aussi, pour poursuivre le raisonnement sur l'empreinte spatiale de la contamination par ces rejets, nous envisageons sur les échantillons bancarisés de reprendre la réflexion sur le choix des contaminants traceurs à suivre dans le gammare, et aller vers des contaminants au caractère bioaccumulable plus marqué et déjà bien documenté chez le gammare : éléments traces métalliques, composés hydrophobes plus classiques (HAPs, organochlorés...).

Afin de poser tout de même la question de l'empreinte spatiale de l'impact chimique liée aux rejets de ces petites STEU, notre alternative a été de considérer la mesure *in situ* d'un impact toxique intégrateur des effets des divers micropolluants (« approche biologique non-ciblée ») : l'inhibition du comportement d'alimentation chez les gammare, dont la grande sensibilité face à la contamination a déjà été démontrée dans nos précédents travaux sur le bassin (François et al 2016).

2.3.4 EMPREINTE TOXIQUE DES REJETS SUR LES RIVIERES D'ETUDE

La Figure 29 présente la survie des gammare après une semaine d'exposition pour les 40 stations expérimentées. Aucune mortalité significative n'a été observée pour l'ensemble des stations de mesure, avec des survies toujours supérieures à 75%.

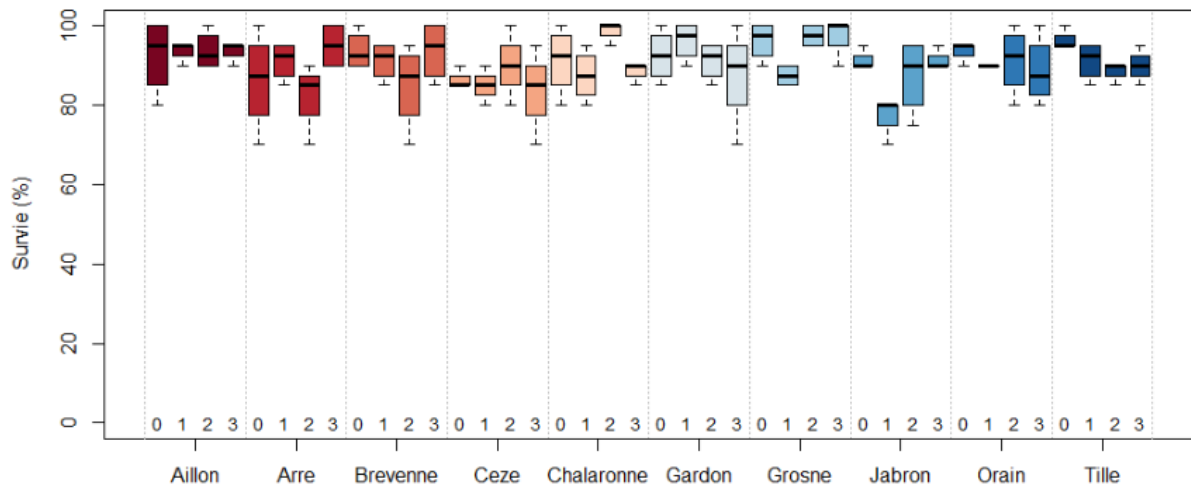


Figure 29 : Pourcentage de survie (n=4) observé chez les gammares mâles après une semaine d'exposition sur les 40 stations expérimentées et selon leur situation : 0 – Amont ; 1 – Aval 250 m ; 2 – Aval 1000 m ; 3 – Aval 2000 m. Le rejet de la STEU se situe entre les stations 0 (amont) et 1 (aval 250 m)

Les taux d'alimentation mesurés chez les gammares mâles exposés une semaine sur chacune des stations sont présentés sur la Figure 30. Ces résultats montrent qu'il existe des profils de réponses différents entre les sites d'études.

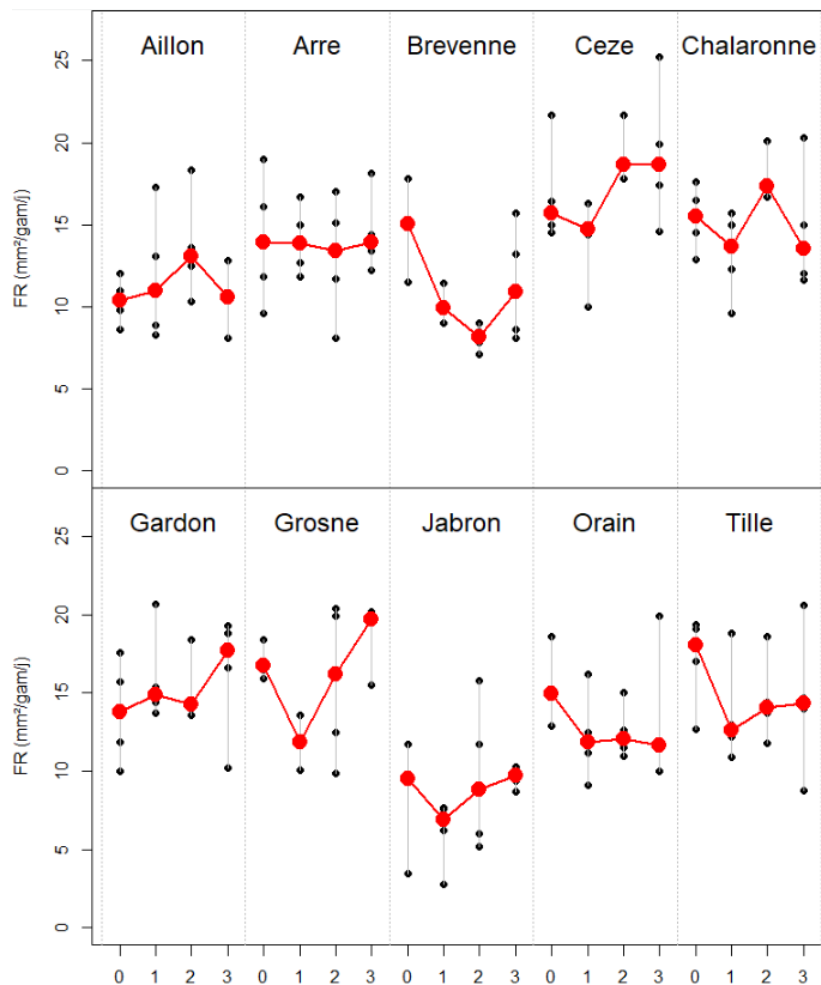


Figure 30 : Taux d'alimentation (médiane : point rouge, valeur des répliquats : points noirs) mesurés chez les mâles exposés pour une semaine sur 10 rivières d'études. 0, 1, 2 et 3 correspondent aux 4 points d'encagement respectivement à l'amont, 250 m, 1000 m et 2000 m en aval du rejet de chaque STEU

Quand on compare les taux d'alimentation entre stations amont et aval-250m, on ne distingue pas de signal toxique en aval du rejet pour l'Aillon, l'Arre, le Gardon et la Cèze. On peut noter que ces 4 sites présentent des ratios débits rejet/rivière parmi les plus faibles des 10 sites étudiés (Tableau 7), ce qui pourrait constituer un premier élément explicatif de cette absence de dégradation de la qualité toxique du milieu récepteur.

Au contraire, la Brévenne et la Petite Grosne sont deux cours d'eau qui présentent des différences significatives entre niveaux d'alimentation amont et aval-250m du rejet de STEU, ce qui marque un impact toxique du rejet sur la qualité du milieu récepteur. S'ajoutent à ces deux cours d'eau, la Chalaronne, le Jabron, l'Orain et la Tille qui présentent une baisse du niveau médian d'alimentation en aval-250m, baisse qui ne ressort pas de façon significative du fait de la variabilité inter-réplicats. Aussi, les résultats pour ces quatre sites constituent des tendances qu'il serait nécessaire de confirmer. Sur ces 6 cours d'eau où un impact toxique peut être tracé, on constate une récupération du niveau d'alimentation amont dès le point à 1 km pour 3 sites (Chalaronne, Petite Grosne et Jabron) alors qu'on trace encore l'inhibition alimentaire sur le point à 2 km sur la Brévenne, l'Orain et la Tille.

Pour les 4 rivières de plaine, on retrouve l'opposition entre les sites aux fonctionnements hydromorphologiques les plus dynamiques (Chalaronne et Petite Grosne) qui récupèrent rapidement (<1km) de l'impact du rejet, contre les plus altérés et rectifiés (Orain et Tille) où l'empreinte spatiale de la toxicité du rejet est plus étendue (>2km). Pour les 2 rivières qualifiées « de montagne, au profil intermédiaire », le cours d'eau à la sinuosité la plus grande (Figure 19), le Jabron, récupère à 1 km contrairement à la Brévenne où l'inhibition est encore présente à 2km.

Globalement, on peut donc observer que les 3 rivières qui présentent un profil de récupération rapide à 1km, sont celles aux coefficients de sinuosité les plus élevés (Figure 19). A l'opposé, les 3 sites avec un impact encore présent à 2 km en aval du rejet présentent les coefficients de sinuosité les plus faibles de l'étude.

2.4 CONCLUSION

Dans ce volet expérimental, l'objectif était de déterminer à l'aide des outils écotoxicologiques construits autour de l'encagement de gammarels si l'hydromorphologie d'un cours d'eau peut influencer l'étendue spatiale de l'impact d'un rejet ponctuel de contaminants, ici le rejet de STEU.

Il est tout d'abord apparu via l'approche chimique centrée sur la recherche de substances d'intérêt émergent connus pour être présents dans les rejets de STEU d'agglomération de grande taille, que les rejets des 10 petites STEU considérées ici (rappel : STEU traitant le carbone seulement) n'étaient que peu contaminés par ces substances (uniquement quelques composés présents). Par ailleurs, au regard de la non détection ou des très faibles concentrations retrouvées dans l'eau, les POCIS et les gammarels encagés dans le milieu récepteur en amont et aval proche du rejet, il semble que l'apport du rejet au milieu pour ces substances est négligeable. Une hypothèse est que les faibles rapports relatifs de débits rejets/rivières dans les systèmes étudiés aboutissent à une grande dilution de la contamination pour ces substances déjà présentes à de faibles concentrations dans les rejets. De nouveaux choix de substances (plus abondantes, plus bioaccumulables) pourront être testées sur les échantillons de gammarels bancarisés pour avancer sur ce volet de définition de traceurs chimiques de l'empreinte spatiale des rejets de STEU.

Cette étude a par contre démontré la pertinence de recourir à une approche basée sur les effets (Wernersson et al 2014) pour sonder l'imprégnation chimique des milieux, la sensibilité

du test d'inhibition alimentaire *in situ* permettant de tracer la toxicité des rejets dans les cours d'eau récepteurs de l'étude.

Les résultats obtenus sur l'empreinte spatiale toxique révèlent que 2/3 des STEU étudiées (STEU choisies comme à risque de transfert de micropolluants au regard de leurs caractéristiques épuratoires) impactent la qualité des sites récepteurs en aval proche du rejet. Et surtout, les profils de propagation spatiale sont variables sur les cours d'eau aux fonctionnements hydromorphologiques contrastés, notamment plus ou moins altérés. Pour 3 cours d'eau sur les 10 sites de l'étude, un impact est potentiellement tracé au moins jusqu'à 2 km en aval du rejet de la STEU ; ces 3 cours d'eau présentent les sinuosités les plus faibles de l'étude. Des travaux complémentaires sont nécessaires pour étayer ces premiers résultats qui valident a priori qu'un fonctionnement hydromorphologique suffisamment préservé permet naturellement, une réduction de l'empreinte chimique toxique des rejets anthropiques qui pèsent sur les cours d'eau. Des études sur des sites où les rejets sont plus forts, particulièrement sur les rivières de plaine, permettraient de mieux comprendre les processus impliqués.

ENSEIGNEMENTS & PERSPECTIVES

A deux niveaux d'échelles spatiales, cette étude assoit la pertinence des indicateurs écotoxicologiques basés sur l'engagement d'organismes (indicateurs de contamination biodisponible et de toxicité) pour avancer sur la caractérisation des liens entre pressions environnementales de multiples natures (sources ou facteurs influençant les transferts de contaminants) et l'exposition à la pression chimique toxique au sein des cours d'eau. La démonstration est faite ici que les démarches de modélisation pression-impact à l'échelle des bassins peuvent être mobilisées pour cela. Grâce à la disponibilité grandissante de données d'indicateurs écotoxicologiques *in situ* à l'échelle des réseaux de surveillance, les questions de la variabilité temporelle et spatiale de la contamination biodisponible et de la toxicité des cours d'eau peuvent ainsi être posées à l'échelle des bassins, en regard des questions d'identification des déterminismes de cet état (quelles pressions, quelles sources, quelles interactions entre pressions, à quelle échelle, dans quel contexte géographique, hydrologique...). Le développement d'indicateurs d'impact plus spécifiques (nouvelles substances à suivre, ou nouveaux biomarqueurs) doit permettre d'affiner la résolution de ces approches diagnostiques quant aux différentes sources responsables de la toxicité aquatique. Enfin, la sensibilité des indicateurs écotoxicologiques démontrée ici spatialement dans le volet expérimental ou temporellement lors de notre précédente étude (François et al 2016), offre la perspective de mieux décrypter les dynamiques de l'imprégnation chimique toxique dans le cadre d'étude d'impact à petite échelle, tout comme les évolutions sur le plus long terme du niveau de pression chimique dans le cadre d'opération de restauration des milieux.

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce travail a bénéficié de la précieuse collaboration de plusieurs personnes, que nous remercions pour leur grande disponibilité. Nous remercions particulièrement :

- Laura Garnero, Hervé Quéau pour la réalisation des prélèvements, sélection d'organismes et expositions des gammars sur le terrain ;
- BIOMÆ pour l'acquisition des données de contamination biodisponibles dans les gammars et l'échange de métadonnées associées concernant la partie modélisation ;
- Nizar Ben Haha (stagiaire M1) pour l'acquisition des données hydromorphologiques ;
- André Chandesris, Martial Ferréol, Chloé Meymy (stagiaire M2) pour la partie modélisation ;
- Marie-Hélène Devier, Pauline Fombelle (stagiaire M1) pour l'analyse chimique des divers échantillons et matrices ;
- Céline Lagarigue de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse.

REFERENCES

AFNOR 2019, Norme XP T90-721. Qualité de l'eau - Encagement in situ de gammare pour la mesure de la bioaccumulation de substances chimiques. 2019. 27 p.

AFNOR 2020, Norme XP T90-722-3.

Aminot, Y. 2013. Étude de l'impact des effluents urbains sur la qualité des eaux de la Garonne estuarienne : application aux composés pharmaceutiques et aux filtres UV. Autre. Thèse en Chimie. Université de Bordeaux. 1-501.

Archambaud, G., L. Giordano, B. Dumont (2005). Description du substrat minéral et du colmatage. Aix en Provence, Cemagref - UR Hydrobiologie: 7p.

Babut, M., Ferrari, B., Jame, P., Assoumani, A., Lestremau, F., Hette-Tronquart, N., Miege, C., Perceval, O. Monitoring priority substances in biota under the Water Framework Directive: how effective is a tiered approach based on caged invertebrates? A proof-of-concept study targeting PFOS in French rivers, *Environ Sci Eur* 32, 131 (2020). <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00416-4>

Belles, A., Tapie, N., Pardon, P., Budzinski, H., 2014. Development of the performance reference compound approach for the calibration of 'polar organic chemical integrative sampler' (POCIS). *Anal. Bioanal. Chem.* 406, 1131–1140.

Besse J.P., Mouret L., Tapie N., Dumont J., Corrales T., Lemenach K., Pardon P., Budzinski H., Vrignon S., Jeandenand S. 2019. REMPLAR – Livrable 1.2. – Présence et devenir de micropolluants d'intérêt dans le réseau d'assainissement du Bassin d'Arcachon. 1-92

Besse JP., Coquery M., Lopes C., Chaumot A., Budzinski H., Labadie P., Geffard O., 2013. Caged *Gammarus fossarum* (Crustacea) as a robust tool for the characterization of bioavailable contamination levels in continental waters : Towards the determination of threshold values. *Water Research* 47: 650-660

Chaumot, A. Perceval, O. Recoura-Massaquant, R., Degli Esposti, D., Geffard, O. (2021). Des bioessais écotoxicologiques in situ pour évaluer les impacts biologiques de la contamination chimique des cours d'eau nationaux : l'expérience du gammare, *Revue Science Eaux & Territoires*, numéro 37, 2021, p. 88-91. DOI : 10.14758/SET-REVUE.2021.4.16

Chollet, C., Cruz, J., Dufour, V., Simonnet-Laprade, C., Labadie, P., Devier, M.H., Budzinski, H., Capdeville, M.J., Granger, D., Pico, R. 2018. REGARD. Lot 1 : Caractérisation des substances et des impacts. Tache 1.3 Recherche de substances et caractérisation de l'impact. Sous tache 1.3.1 : substances organiques. Rapport final. 1-336

Coulaud, R., Geffard, O., Xuereb, B., Lacaze, E., Quéau, H., Garric, J., Charles, S., Chaumot, A., (2011). In situ feeding assay with *Gammarus fossarum* (Crustacea): Modelling the influence of confounding factors to improve water quality biomonitoring. *Water Research* 45: 6417-6429.

Croutsche, J.J., 2002. Étude des relations de causalité: Utilisation des modèles d'équations structurelles (approche méthodologique): Objectifs de cette réflexion. *La Revue des Sciences de Gestion : Direction et Gestion*, numéro 198, 2002, p. 81-98.

Cruz, J. M., 2015. Etude de la contamination par les pesticides des milieux eau, air et sols : développement de nouveaux outils et application à l'estuaire de la Gironde. Thèse en Chimie analytique. Université de Bordeaux. 1-485.

Dedourge-Geffard O., Palais F., Biagianti-Risbourg S., Geffard O., Geffard A. (2009). Effects of metals on feeding rate and digestive enzymes in *Gammarus fossarum*: an in situ experiment. *Chemosphere* 11:1569-1576.

Dufour, V., 2017. Identification des sources en pesticides en contexte urbain et développements d'échantillonneurs passifs de type POCIS. Application à la Métropole Bordelaise. Thèse en Chimie Analytique et Environnementale. Université de Bordeaux. 1-520.

Francois, A., Chaumot, A., Geffard O. (2016). Intérêt d'un indicateur écotoxicologique pour diagnostiquer et comprendre l'état des milieux aquatiques et aider à la restauration. IRSTEA., pp.36. Hal-02607334

Geffard, O., Coquery, M., Recoura-Massaquant, R., Perceval, O., Bolzan, D., Bourrain, X., Rebillard, J.P., Navarro, L. Nicolai, M., Casterot, B., Ferréol, M. Villeneuve, B., Chaumot, A. (2021). La biosurveillance active pour le suivi de l'état chimique des cours d'eau continentaux, *Revue Science Eaux & Territoires*, Directive cadre européenne sur l'eau – Bilan de vingt années de recherche pour la reconquête de la qualité des masses d'eau, numéro 37, 2021, p. 82-87. DOI : 10.14758/SET-REVUE.2021.4.15

Ginot V., Souchon Y., Capra H., Breil P., Valentin S. (1998). Evaluation de l'habitat physique des poissons en rivière. Guide Méthodologique. Guide de l'utilisateur.

Malavoi, J.R., Souchon, Y., 2002. Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : Clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 365-366 : 357-372. DOI: <https://doi.org/10.1051/kmae:2002040>.

Montier, C., Le Bissonais, Y., Daroussin, J., & King, D. 1998. Cartographie de l'aléa «Erosion des sols» en France INRA.

Pedelucq, J., 2016. Etude de la présence, du devenir et de l'impact des psychotropes dans la Garonne estuarienne (France) et le fleuve Saint Laurent (Québec, Canada). Thèse en Chimie Analytique et Environnementale. Université de Bordeaux. 1-524.

Pellet, B., Geffard, O., Lacour, C., Kermoal, T., Gourlay-Francé, C., Tusseau-Vuillemin, M. H. (2009). A model predicting waterborne cadmium bioaccumulation in *Gammarus pulex*: the effects of dissolved organic ligands, calcium, and temperature. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28 (11), 2434–2442.

Quintana-Segui, P., Le Moigne, P., Durand, Y., Martin, E., Habets, F., Baillon, M., ... & Morel, S., 2008. Analysis of near-surface atmospheric variables: Validation of the SAFRAN analysis over France. *Journal of applied meteorology and climatology*, 47(1), 92-107.

Sarkis, N., 2021. Intégration des indicateurs écotoxicologiques dans les modèles multi-échelles et multi-pressions pour améliorer la compréhension des liens pressions-impacts à l'échelle des bassins. Thèse. Université Claude Bernard – Lyon. 1 – 430

Sarkis, N., Geffard, O., Souchon, Y., Chandesris, A., Ferréol, M., Valette, L., Alric, B., François, A., Piffady, J., Chaumot, A., Villeneuve, B. How to quantify the links between bioavailable contamination in watercourses and pressures of anthropogenic land cover, contamination sources and hydromorphology at multiple scales?, *Science of The Total Environment*, 735 (2020), 139492, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139492>.

Sarkis, N., Meymy, C., Geffard, O., Souchon, Y., Chandesris, A., Ferréol, M., Valette, L., Recoura-Massaquant, R., Piffady, J., Chaumot, A., Villeneuve, B. Quantification of multi-scale links of anthropogenic pressures with PAH and PCB bioavailable contamination in French freshwaters. *2021 Water Research*, 203, 117546. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117546

Tapie, N., Devier, M.H., Soulier, C., Creusot, N., Le Menach, K., Aït-Aïssa, S., Vrana, B., Budzinski, H., 2011. Passive samplers for chemical substance monitoring and associated toxicity assessment in water. *Water Science and Technology*, , 63, 2418-2426.

Tenenhaus, M., Esposito Vinzi, V., Chatelin, Y.M., Lauro, C., 2005. PLS path modeling, *Computational Statistics & Data Analysis*, 48, 1. 159-205, <https://doi.org/10.1016/j.csda.2004.03.005>.

Urien, N., Uher, E., Billoir, E., Geffard, O., Fechner, L. C., Lebrun, J. D. (2015). A biodynamic model predicting waterborne lead bioaccumulation in *Gammarus pulex*: influence of water chemistry and in situ validation. *Environmental Pollution* (203), 22–30.

Valette L., Chandesris A., Piffady J., Souchon Y. SYRAH-CE : Mise à jour 2017 du risque d'altération de l'hydromorphologie des cours d'eau pour l'Etat des lieux DCE. Rapport d'étude. Convention AFB Irstea. 2017. 7p.

Valette, L., Piffady, J., Chandesris, A., Souchon, Y. (2012). SYRAH-CE : description des données et modélisation du risque d'altération de l'hydromorphologie des cours d'eau pour l'Etat des lieux DCE, Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Irstea Lyon, MALY-LHQ: 104p.

Vidal, J. P., Martin, E., Franchistéguy, L., Baillon, M., & Soubeyrou, J. M., 2010. A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system. *International Journal of Climatology*, 30(11), 1627-1644.

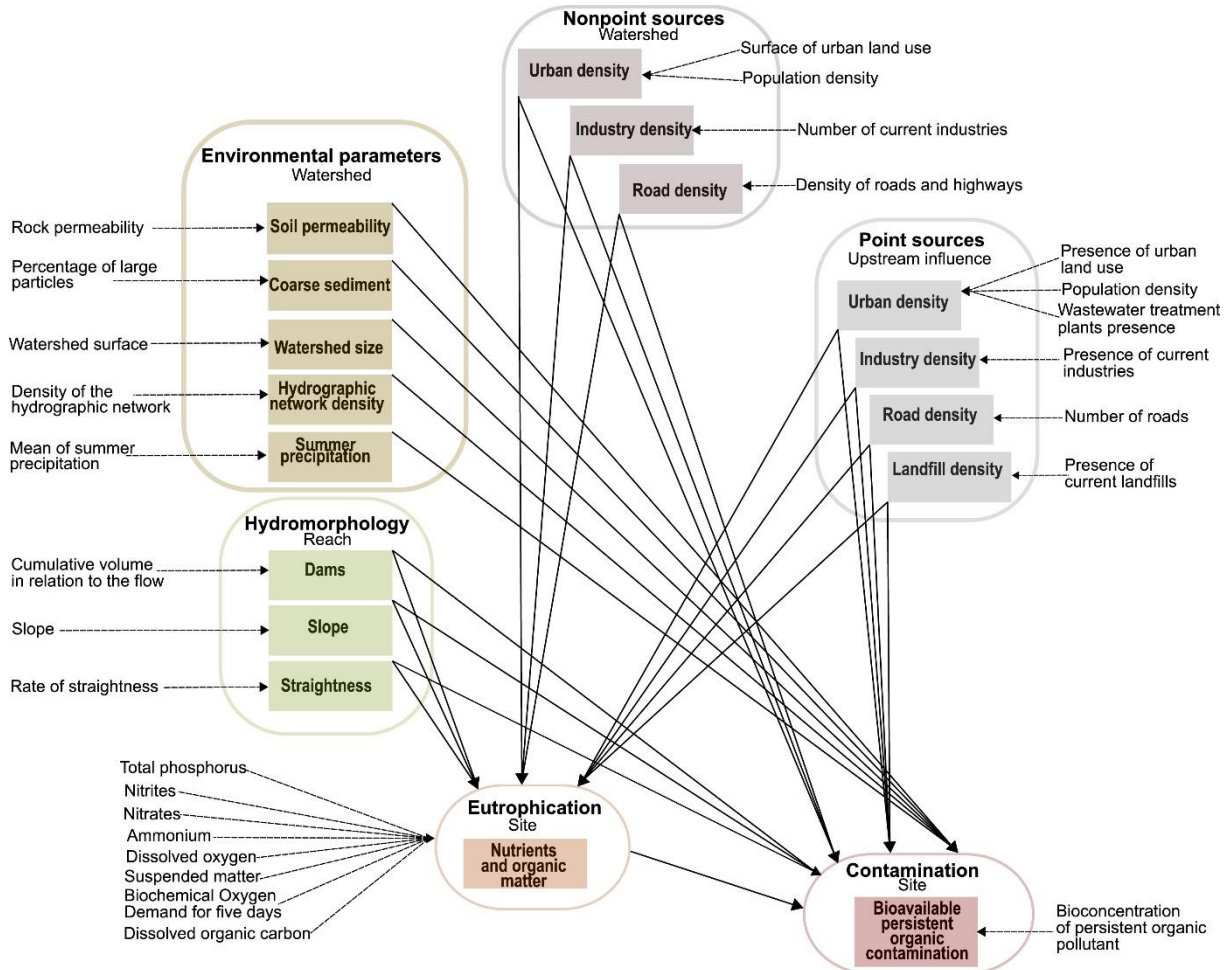
Villeneuve, B., Piffady, J., Valette, L., Souchon, Y., & Usseglio-Polatera, P. (2018). Direct and indirect effects of multiple stressors on stream invertebrates across watershed, reach and site scales: A structural equation modelling better informing on hydromorphological impacts. *Science of the Total Environment*, 612, 660-671. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.197

Wasson, J.-G., Villeneuve, B., Mengin, N., Pella, H., Chandesris, A., 2005, Modèles pressions/impacts : approche méthodologique, modèles d'extrapolation spatiale et modèles de diagnostic de l'état écologique basés sur les invertébrés en rivière (IBGN), rapport, Cemagref BEA/LHQ, Lyon, 61 p.

Wernersson A.S., Carere M, Maggi C, Tusil P, Soldan P, James A, Sanchez W, Broeg K, Kammann U, Reifferscheid G, Buchinger S, Maas H, Van Der Grinten E, Ausili A, Manfra L, Marziali L, Polesello S, Lacchetti I, Mancini L, Lilja K, Linderoth M, Lundeborg T, Fjällborg B, Porsbring T, Larsson DGJ, Bengtsson-Palme J, Förlin L, Kase R, Kienle C, Kunz P, Vermeirssen E, Werner I, Robinson CD, Lyons B, Katsiadaki I, Whalley C, den Haan K, Messiaen M, Clayton H, Lettieri T, Negrão Carvalho R, Gawlik BM, Dulio V, Hollert H, Di Paolo C, Brack W, 2014. Technical report on aquatic effect-based monitoring tools. European Commission. Technical Report 2014-077, Office for Official Publications of European Communities, Luxembourg. <https://op.europa.eu/fr/publication-detail/-/publication/5da59ae1-6964-417c-9511-1ff983b76709>

ANNEXES

Annexe 1 : Variables latentes (encadrés) et variables manifestes considérées dans le modèle pour les substances HAPs et PCBs (Figure 2) ; extrait de Sarkis et al (2021).



Annexe 2 : Dates de déploiements et coordonnées des sites expérimentés

Site	#	Station de mesure	Date d'expérimentation		Coordonnées GPS réelles	
			J0	J7	X	Y
Aillon	0	Amont rejet	13/10/2020	20/10/2020	45.6235912	6.08260458
	1	Aval 250m			45.6261703324	6.08266883333
	2	Aval 1000m			45.6319841657	6.083582
	3	Aval 2000m			45.6399706657	6.08617366667
Grosne	0	Amont rejet	13/10/2020	20/10/2020	46.312988	4.760048
	1	Aval 250m			46.310286	4.760928
	2	Aval 1000m			46.3067328324	4.76391916667
	3	Aval 2000m			46.3001179991	4.7680895
Chalaronne	0	Amont rejet	13/10/2020	20/10/2020	46.125471661	4.93345578577
	1	Aval 250m			46.1287406657	4.92308483333
	2	Aval 1000m			46.1317726657	4.914886
	3	Aval 2000m			46.1272726657	4.93162383333
Orain	0	Amont rejet	13/10/2020	20/10/2020	46.8607622596	5.66464576261
	1	Aval 250m			46.861000	5.662417
	2	Aval 1000m			46.864000	5.654028
	3	Aval 2000m			46.8628993324	5.63992833333
Tille	0	Amont rejet	13/10/2020	20/10/2020	47.3071695878	5.21082908154
	1	Aval 250m			47.304722	5.211389
	2	Aval 1000m			47.298889	5.213333
	3	Aval 2000m			47.2895863324	5.2158685
Cèze	0	Amont rejet	27/10/2020	03/11/2020	44.2825859773	4.12074644283
	1	Aval 250m			44.2823491657	4.12478683333
	2	Aval 1000m			44.2774438324	4.12741333333
	3	Aval 2000m			44.2746821657	4.13369933333
Gardon	0	Amont rejet	27/10/2020	03/11/2020	44.0440793265	3.99028264273
	1	Aval 250m			44.0419808324	3.99228816667
	2	Aval 1000m			44.0396701657	3.99790033333
	3	Aval 2000m			44.0383576657	4.00938166667
Arre	0	Amont rejet	28/10/2020	04/11/2020	43.9951678324	3.64038616667
	1	Aval 250m			43.9967854991	3.64266266667
	2	Aval 1000m			43.9993611657	3.64906716667
	3	Aval 2000m			43.9998636657	3.66045683333
Jabron	0	Amont rejet	27/10/2020	03/11/2020	44.526555	4.972365
	1	Aval 250m			44.527565	4.969526
	2	Aval 1000m			44.5333123491	4.96494992239
	3	Aval 2000m			44.539989	4.957833
Brevenne	0	Amont rejet	27/10/2020	03/11/2020	45.711953633	4.47716061196
	1	Aval 250m			45.7122359991	4.4808465
	2	Aval 1000m			45.7160779991	4.48744266667
	3	Aval 2000m			45.7224184991	4.49322133333

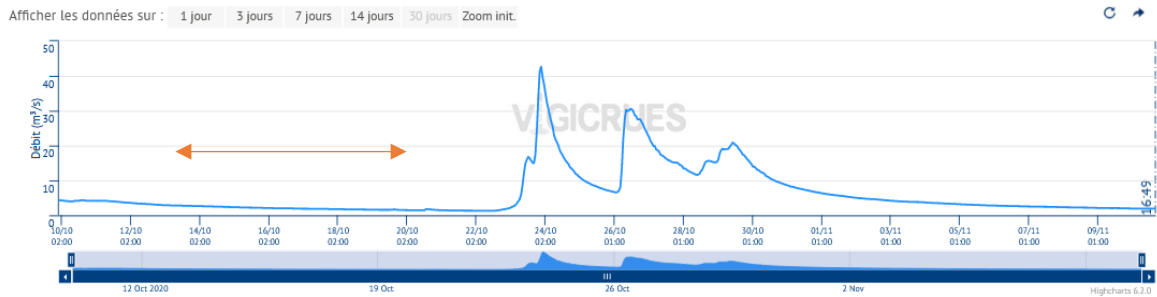
Annexe 3 : Mesures physico-chimiques ponctuelles et en continu. Le minimum, la moyenne et le maximum de température se réfèrent à des chroniques issues des enregistreurs en continu de température. J0 et J7 correspondent aux interventions de pose et de récupérations des dispositifs d'encagement.

Site	#	Station de mesure	Température (°C)			Température (°C)		Conductivité (µS/cm)		pH (unité pH)	
			min	moy	max	J0	J7	J0	J7	J0	J7
Aillon	0	Amont rejet	6.3	7.5	8.6	7.3	7.5	360	353	8.8	8.4
	1	Aval 250m	6.1	7.6	8.7	7.2	7.3	366	360	8.9	8.5
	2	Aval 1000m	5.8	7.6	8.9	6.8	7.2	372	365	8.6	8.5
	3	Aval 2000m	5.6	7.5	8.7	6	6.9	377	369	8.9	8.4
Grosne	0	Amont rejet	10.3	11.0	11.7	10.8	10.9	544	614	8.2	8.2
	1	Aval 250m	9.6	10.9	11.7	11	11.4	552	630	8.1	8.1
	2	Aval 1000m	9.4	11.0	11.8	11	11.3	562	637	8.4	8.4
	3	Aval 2000m	9.3	11.0	11.8	11	11.3	575	637	8.3	8.3
Chalaronne	0	Amont rejet	8.9	10.9	12.2	11.4	12.3	425	386	8.3	8.3
	1	Aval 250m	9.2	11.2	12.7	12.1	12.5	532	461	8.1	8.3
	2	Aval 1000m	9.1	11.2	12.3	11.4	12.1	519	445	8.4	8.3
	3	Aval 2000m	9.0	11.1	12.2	11.4	12.2	476	453	8.4	8.2
Orain	0	Amont rejet	8.9	10.7	12.8	11.1	13.2	662	732	8.5	8.5
	1	Aval 250m	9.2	10.9	12.1	11	13.4	687	953	8.5	8.4
	2	Aval 1000m	8.9	10.8	12.1	11.1	13.4	732	871	8.5	8.3
	3	Aval 2000m	8.7	10.6	11.9	10.9	13.5	724	864	8.6	8.4
Tille	0	Amont rejet	10.5	10.9	11.2	10.5	10.8	513	502	8.3	8.3
	1	Aval 250m	10.2	10.9	11.3	10.5	10.8	518	505	8.4	8.3
	2	Aval 1000m	10.1	10.9	11.4	10.6	10.8	514	504	8.4	8.4
	3	Aval 2000m	10.0	10.8	11.3	10.7	10.9	514	505	8.4	8.4
Cèze	0	Amont rejet	10.8	11.9	13.0	11.7	12.8	64	80	7.9	7.8
	1	Aval 250m	10.8	11.9	13.0	12	13	67	87	7.9	7.9
	2	Aval 1000m	11.0	12.1	13.1	11.9	12.8	71	94	7.9	7.8
	3	Aval 2000m	11.2	12.2	13.3	12	12.8	96	118	7.8	7.9
Gardon	0	Amont rejet	11.9	13.0	14.0	11.8	12.6	123	142	8.2	8.2
	1	Aval 250m	11.9	12.8	13.6	12.5	13	140	178	8.1	7.9
	2	Aval 1000m	11.8	12.8	13.6	12.2	12.6	124	150	7.9	8.1
	3	Aval 2000m	11.9	12.8	13.7	12.3	12.5	126	145	8.1	8.2
Arre	0	Amont rejet	11.2	12.2	13.1	12.1	12.6	248	298	8.4	8.6
	1	Aval 250m	11.3	12.3	13.2	12.1	12.7	252	305	8.3	8.6
	2	Aval 1000m	11.2	12.3	13.2	12.2	12.8	248	299	8.5	8.6
	3	Aval 2000m	11.2	12.2	13.1	12.3	12.6	252	301	8	8.6
Jabron	0	Amont rejet	9.7	11.6	13.3	10.9	12.7	510	510	8.9	8.3
	1	Aval 250m	9.8	11.7	13.3	11.3	12.7	519	522	8.6	8.4
	2	Aval 1000m	10.0	11.8	13.0	11.3	12.6	519	524	8.5	8.4
	3	Aval 2000m	10.4	11.7	13.2	11.6	12.6	517	526	8.6	8.6
Brevenne	0	Amont rejet	9.0	11.3	13.7	9.7	12	448	434	8.4	7.7
	1	Aval 250m	9.3	11.6	14.3	10.2	12.7	468	630	8.2	7.6
	2	Aval 1000m	9.4	11.6	14.4	10.2	12.3	473	535	8.2	7.7
	3	Aval 2000m	9.2	11.5	13.9	10.2	12.1	472	503	7.9	7.7

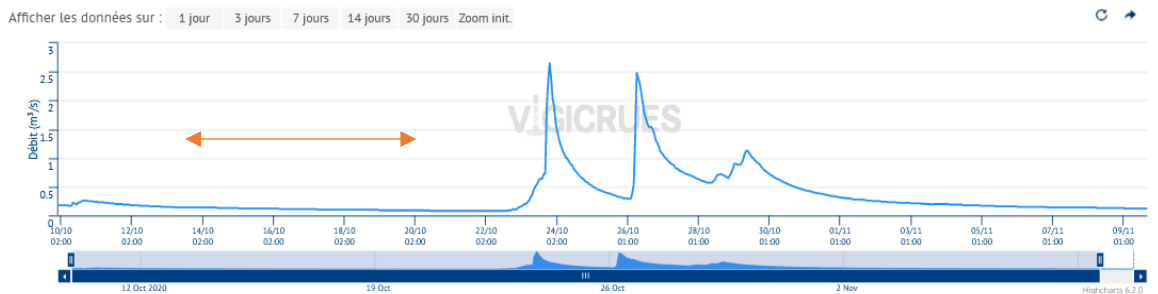
Annexe 4 : Situation hydrologique lors des déploiements des encagements (période d'exposition figurée par une double flèche rouge sur la chronique de débit).

Aillon

Allèves [La Charniaz] (Chéran) - Débits - 10/11/2020 16:49

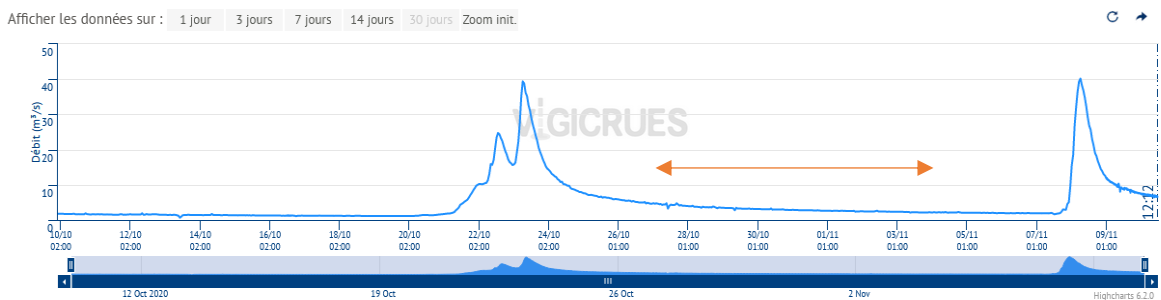


Lathuile (Ruisseau de Bornette) - Débits - 10/11/2020 16:51



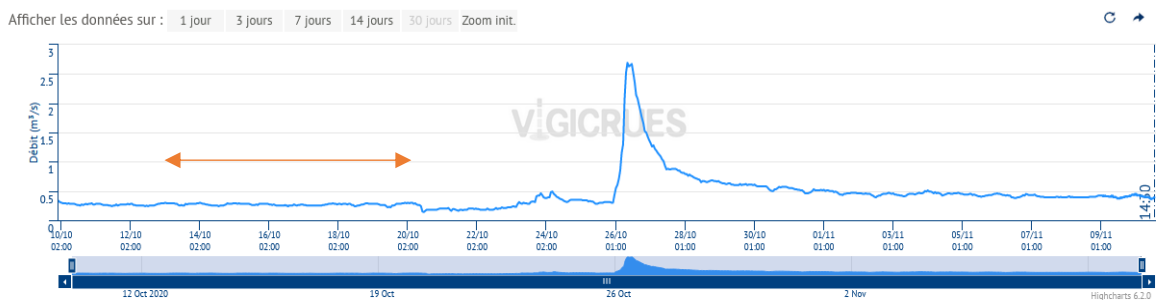
Arre

La Terrisse (Arre) - Débits - 10/11/2020 12:12



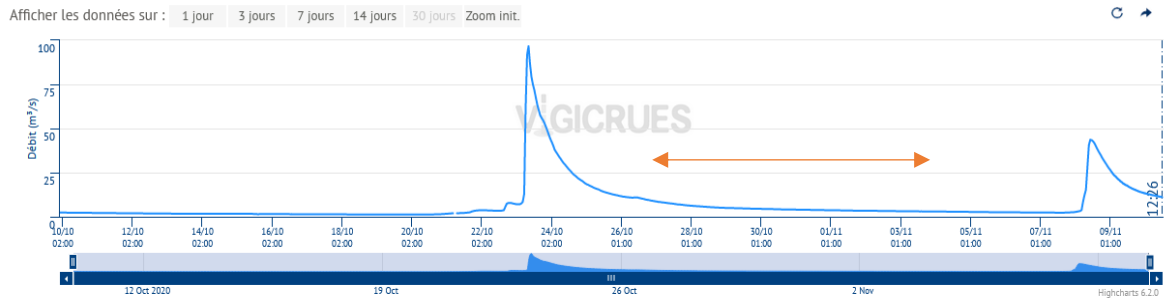
Brevenne

Sain-Bel (Brévenne) - Débits - 10/11/2020 14:30



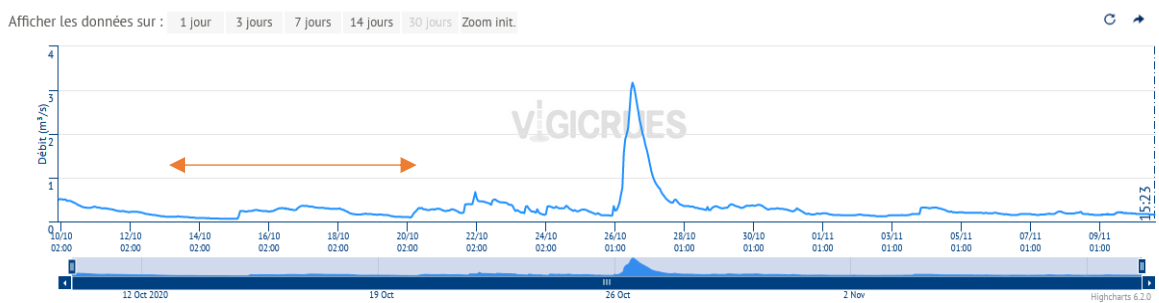
Cèze

Bessèges (Cèze) - Débits - 10/11/2020 12:26



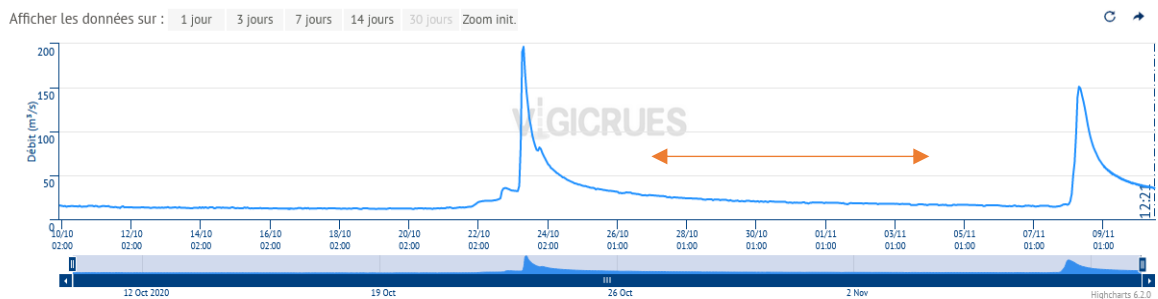
Chalaronne

Châtillon-sur-Chalaronne (Chalaronne) - Débits - 10/11/2020 15:23



Gardon

Anduze (Gard) - Débits - 10/11/2020 12:21



Petite Grosne

Jalogny (Grosne) - Débits - 10/11/2020 15:30



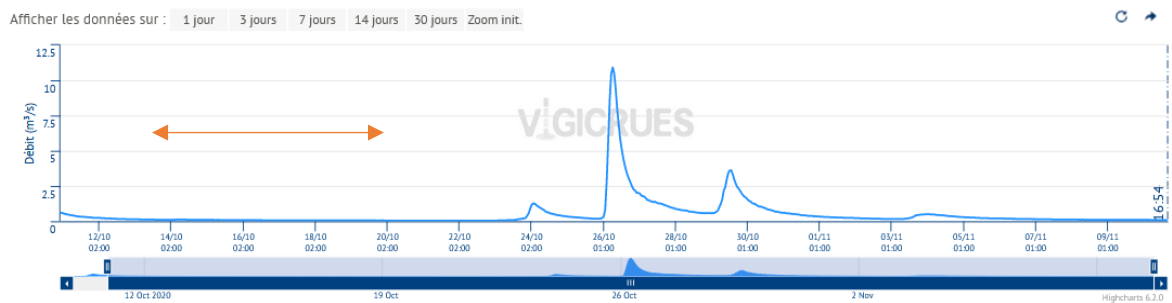
Jabron

Jabron (Souspierre) - Débits - 10/11/2020 15:30

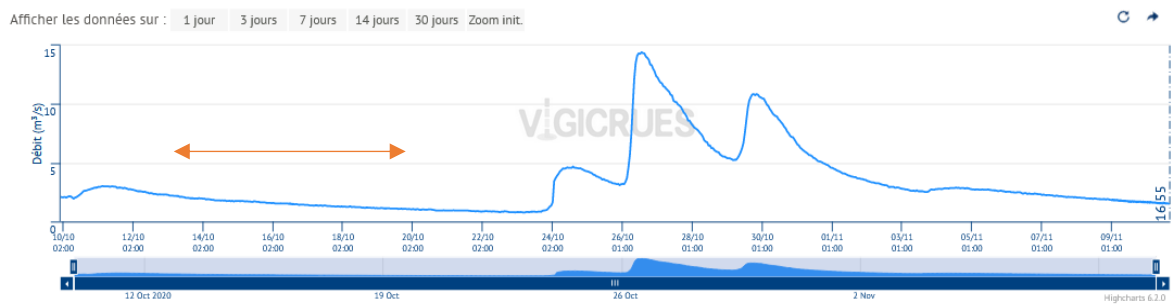


Orain

Sellières (Brenne) - Débits - 10/11/2020 16:54

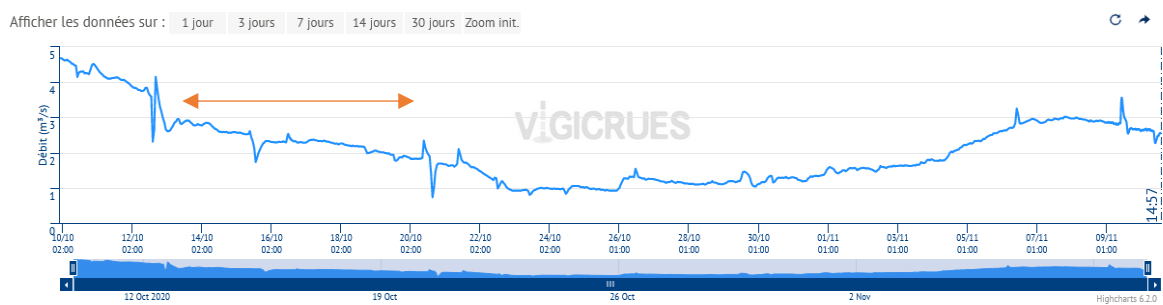


Mesnay (Cuisance) - Débits - 10/11/2020 16:55



Tille

Cessey-sur-Tille (Tille) - Débits - 10/11/2020 14:57



Annexe 5 : Caractérisations hydromorphologiques (compléments des protocoles d'étude)

Afin de décrire au mieux l'ensemble des tronçons, des points de mesures ont été ajouté aux intervalles suivants (Figure 31) :

- Point 1 : à 125 mètres à l'aval du rejet ;
- Point 2 : à 300 mètres à l'aval du rejet ;
- Point 3 : à 600 mètres à l'aval du rejet ;
- Point 4 : à 900 mètres à l'aval du rejet ;
- Point 5 : à 1250 mètres à l'aval du rejet ;
- Point 6 : à 1500 mètres à l'aval du rejet ;
- Point 7 : à 1750 mètres à l'aval du rejet.

Le positionnement exact de ces points a été adapté afin de coïncider avec un faciès lotique. Sur chacun de ces points de mesures les relevés suivants ont été effectués :

- un relevé du profil en travers de la rivière au droit d'un faciès lotique avec un niveau électronique et une mire ;
- un relevé de la granulométrie du substrat selon la méthode de mesure « Wolman Pebble count » (REF) qui préconise de mesurer (au pied à coulisse dans notre campagne) 100 particules, ainsi qu'un relevé visuel de l'éroussé des sédiments extraits ;
- la mesure de paramètres physico-chimiques : pH, O₂ dissous, conductivité et température. Ces mesures ont également été effectuées au niveau de l'emplacement des cages et en amont et aval immédiat de chaque confluence. L'objectif de ces relevés est principalement de pouvoir identifier de grosses variations ou anomalies dans le profil physico-chimique du tronçon étudié.

Un jaugeage du débit a été effectué en amont et en aval du rejet de la station d'épuration dans le but d'identifier la part du débit amené par la station d'épuration.

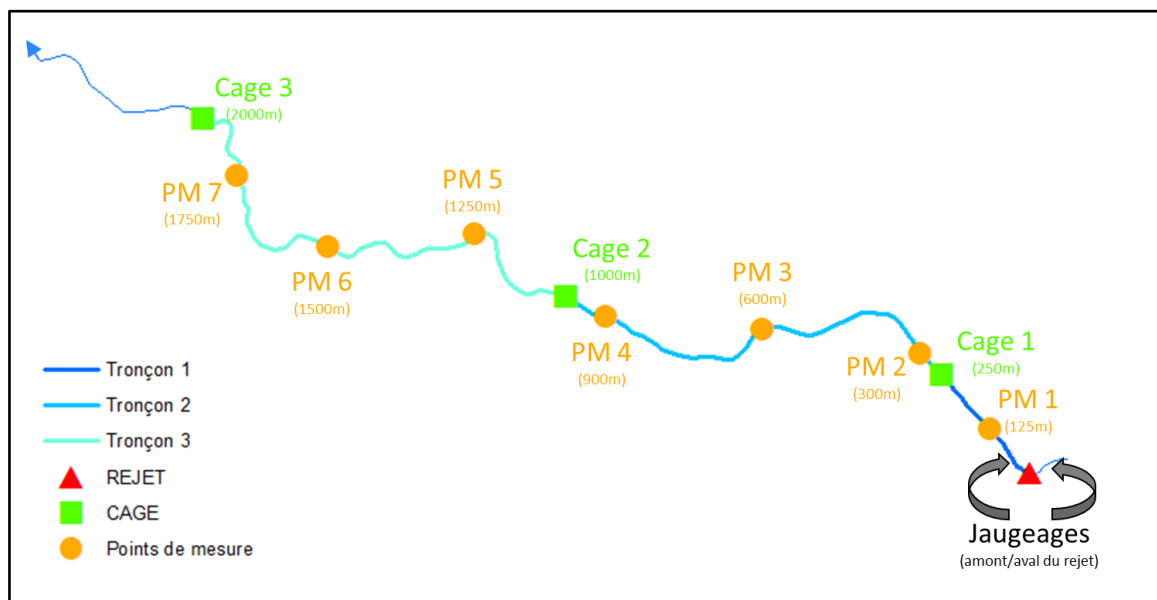


Figure 31 : Localisation des points de mesures de l'hydromorphologie sur une station

Annexe 6 : Proportion de couverture végétale arborée dans le bassin versant et les zones tampons de 10m et 30m (source : BD Topo®)

La Figure 32 donne une indication, à l'échelle du tronçon, que malgré les différences à l'échelle du bassin versant, l'ensemble des stations présente une ripisylve assez bien fournie. L'étude des zones tampons de 10m de chaque côté de la rivière montre qu'à part pour le Gardon, un rideau d'arbre assez dense est présent sur l'ensemble des sites. En revanche, au regard des valeurs dans la zone tampon de 30m, le corridor boisé reste limité sur la moitié des stations.

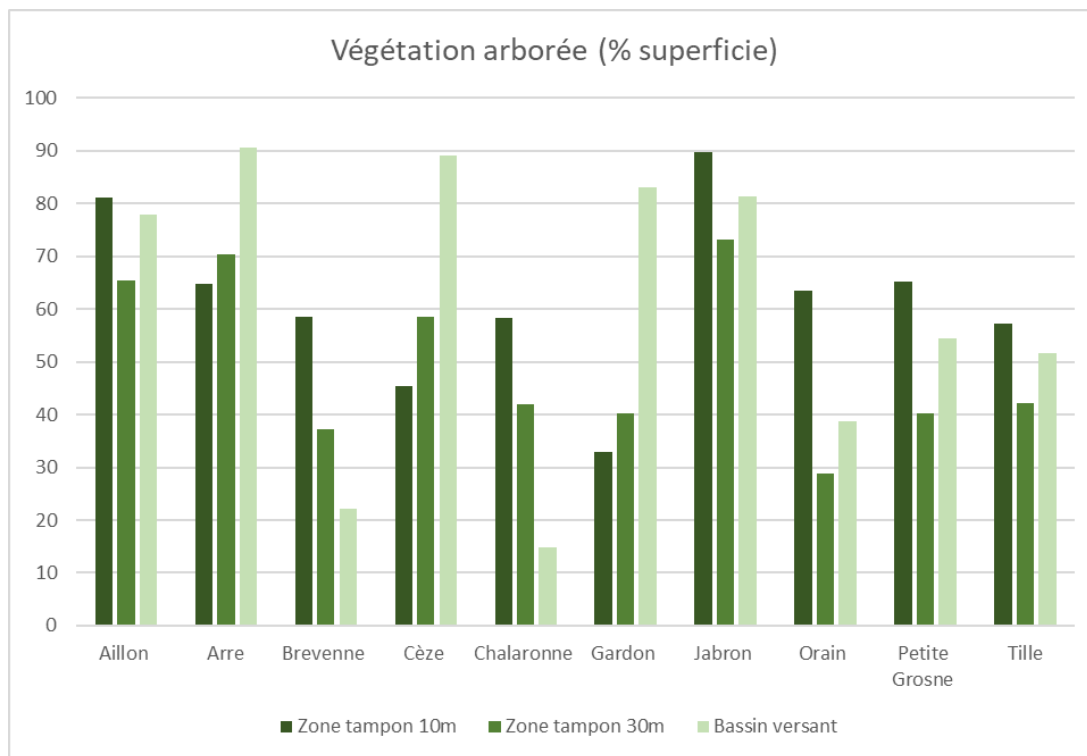


Figure 32: Proportion de couverture végétale arborée dans le bassin versant et les zones tampons de 10m et 30m (source : BD Topo®)

Annexe 7 : Liste des abréviations des paramètres hydromorphologiques utilisés lors de l'ACP

Abbréviation	Signification
D10	Percentile 10
D50	Diamètre médian
D90	Percentile 90
Lentique	Part de faciès lentique
Lotique	Part de faciès lotique
Lpb	Largeur à plein bord
Hpb	Hauteur à plein bord
Lpb/Hpb	Ratio Largeur/Hauteur à plein bord
Débit_Am	Débit à l'amont du rejet
Coeff_Sin	Coefficient de sinuosité
Recti_Moy	Rectitude moyenne
Recti_Max	Rectitude max
PENTE	Pente
Vegetat_10m	Zone tampon végétalisée à 10m
Vegetat_30m	Zone tampon végétalisée à 30m
Bancs_long_tot	Longueur totale des bancs de sédiments
Nb_Bancs	Nombre de bancs de sédiments
Bancs_long_moy	Longueur moyenne des bancs de sédiments
Bancs_pourc_lineaire	Pourcentage de linéaire de bancs
Mouilles	Profondeur des mouilles

Annexe 8 : Résultats d'analyses chimiques pour les différentes matrices (POCIS, eau, gammares)

POCIS [ng.L-1]

		Carbendazime	Diflufenican	Diuron	Imidaclopride	Pendimethaline	Prochloraz	Propiconazole	Tebuconazole	Terbutryn
LQ		4.3	0.6	0.04	0.1	20	0.8	0.05	0.06	1.6
Arre	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	108	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	2.2	<LQ	<LQ	0.2	<LQ	<LQ
Brevenne	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	3.2	<LQ	<LQ	<LQ	0.09	<LQ
Cèze	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	1.7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Gardon	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	8.8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Jabron	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	1.7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Aillon	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Chalaronne	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	2.2	<LQ	<LQ	<LQ	0.35	<LQ
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	4.8	<LQ	<LQ	<LQ	0.28	<LQ
Grosne	Amont	<LQ	<LQ	0.8	1.2	<LQ	<LQ	0.1	0.21	<LQ
	Aval	<LQ	<LQ	3.8	5.1	<LQ	<LQ	0.8	0.84	<LQ
Orain	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	0.2	<LQ	<LQ	0.2	0.06	<LQ
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	1.0	<LQ	<LQ	0.2	<LQ	<LQ
Tille	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	0.6	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	1.1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

POCIS [ng.L-1]

		Acébutolol	Aténolol	Azithromycine	Bisoprolol	Carbamazépine	Clarithromycine	Érythromycine	Irbesartan	Metoprolol	Oxazepam	Propanolo	Sotalol	Sulfaméthoxazole
LQ		0.4	0.5	0.7	0.1	0.3	0.3	1.0	0.8	0.3	0.5	0.1	0.2	0.6
Arre	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	1.8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	0.2	171	0.9	<LQ	279	0.4	14.8	0.5	7.0	4.6
Cèze	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	1.9	<LQ	<LQ	3.8	<LQ	0.5	<LQ	0.6	<LQ
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	0.2	23.7	<LQ	<LQ	38.3	<LQ	4.4	<LQ	7.6	4.2
Gardon	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	2.4	165	4.4	6.6	964	4.8	81.5	15.8	97.1	13.1
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	4.2	<LQ	<LQ	3.9	<LQ	0.7	<LQ	0.5	<LQ
Jabron	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	1.0	<LQ	<LQ	3.6	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	35.1	<LQ	1.4	327	<LQ	37.4	0.4	14.1	1.9
Aillon	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	0.1	<LQ	<LQ	<LQ	48.9	<LQ	<LQ	0.2	1.4	<LQ
Chalaronne	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	60.5	<LQ	<LQ	398	0.3	17.7	1.4	8.0	5.1
	Aval	<LQ	26.8	<LQ	5.9	117	<LQ	2.4	1667	1.5	39.1	4.4	24.3	7.9
Grosne	Amont	<LQ	47.4	<LQ	1.9	117	26.9	7.7	440	4.3	9.9	1.6	10.9	9.6
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	4.8	411	46.6	12.8	1832	8.0	40.6	7.7	61.4	28.0
Orain	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	0.6	72.1	<LQ	<LQ	94.8	1.0	4.0	0.5	1.0	5.4
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	2.1	133	<LQ	1.5	448	1.7	37.4	2.0	15.4	14.5
Tille	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	7.3	<LQ	<LQ	20.2	<LQ	0.9	0.1	<LQ	1.3
	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	0.5	11.4	<LQ	<LQ	84.5	1.2	3.2	0.5	2.7	1.7

Eau [ng.L-1]

		Bifenthrine	Cypermethrine	Fipronil	Lambda-Cyhalothrine	Pendimethaline	Permethrine	PFOS
LQ		0.2	0.5	0.1	0.5	0.1	0.5	0.1
Arre	Amont	<LD	<LD	<LD	<LD	<LQ	<LD	0.3
Arre	Rejet	<LD	<LD	28.8	<LD	<LQ	<LD	4.5
Arre	Aval	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LQ	<LD	0.4
Brevenne	Amont	<LD	<LD	0.3	<LD	1	<LD	3.5
Brevenne	Rejet	<LD	<LD	8.8	<LD	0.7	<LD	9.7
Brevenne	Aval	<LD	<LD	0.7	<LD	0.8	<LD	4.1
Ceze	Amont	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LQ	<LD	0.3
Ceze	Rejet	<LD	<LD	51.4	<LD	<LQ	<LD	4.3
Ceze	Aval	<LD	<LD	0.2	<LD	<LQ	<LD	0.5
Gardon	Amont	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LQ	<LD	0.2
Gardon	Rejet	<LD	<LD	35.7	<LD	<LQ	<LD	3.7
Gardon	Aval	<LD	<LD	0.1	<LD	<LQ	<LD	0.4
Jabron	Amont	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LQ	<LD	0.7
Jabron	Rejet	<LD	<LD	3.5	<LD	0	<LD	4.7
Jabron	Aval	<LD	<LD	0.2	<LD	0	<LD	1.1
Aillon	Amont	<LD	2.3	<LD	<LD	<LQ	<LD	0.1
Aillon	Rejet	<LD	nd	9.3	nd	<LQ	nd	4.7
Aillon	Aval	<LD	nd	<LQ	nd	<LQ	nd	0.3
Chalaronne	Amont	<LD	<LD	0.4	<LD	1.0	<LD	1.7
Chalaronne	Rejet	<LD	<LD	11.7	<LD	<LQ	<LD	4.9
Chalaronne	Aval	<LD	<LD	1.6	<LD	0.8	<LD	2.4
Grosne	Amont	<LD	<LD	0.1	<LD	0.1	<LD	1.9
Grosne	Rejet	<LD	<LD	14.7	<LD	<LQ	<LD	5.7
Grosne	Aval	<LD	<LD	0.3	<LD	<LQ	<LD	2.4
Orain	Amont	<LD	<LD	0.1	<LD	<LQ	<LD	2.2
Orain	Rejet	<LD	<LD	5.6	<LD	<LQ	<LD	1.2
Orain	Aval	<LD	<LD	0.3	<LD	<LQ	<LD	2.3
Tille	Amont	<LD	<LD	<LQ	<LD	0.2	<LD	1.2
Tille	Rejet	<LD	<LD	12.1	<LD	0.1	<LD	2.2
Tille	Aval	<LD	<LD	0.2	<LD	<LQ	<LD	1.4

Eau [ng.L-1]

		Acébutolol	Aténolol	Bisoprolol	Carbamazépine	Irbésartan	Métoprolol	Oxazepam	Propranolol	Sotalol	Sulfaméthoxazole
LQ*		1.0	5.0	1.0	1.0	1.0	1.5	12.0	2.0	3.0	3.0
Arre	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Arre	Rejet	9.1	327	230	454	5202	269	1893	531.8	2881	29.0
Arre	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	3.3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Brevenne	Amont	2.0	<LQ	1.6	56.6	104	<LQ	28.6	<LQ	9.8	<LQ
Brevenne	Rejet	11.4	120	8.2	147	2353	22.7	502	114	201	6.2
Brevenne	Aval	2.4	<LQ	1.7	51.1	230	3.0	53.4	8.3	18.0	<LQ
Ceze	Amont	1.4	<LQ	<LQ	0.9	2.7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Ceze	Rejet	47.5	195	40.3	2381	3660	47.7	2425	215	2949	780
Ceze	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	7.3	16.4	<LQ	<LQ	<LQ	7.0	<LQ
Gardon	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	1.5	3.3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Gardon	Rejet	94.0	319	63.6	493	2545	49.7	1678	343	1801	64.3
Gardon	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	3.9	11.3	<LQ	<LQ	<LQ	4.1	<LQ
Jabron	Amont	1.1	<LQ	<LQ	<LQ	3.0	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Jabron	Rejet	333	114	<LQ	181	823	<LQ	1166	14.1	639	15.4
Jabron	Aval	27.8	2.5	<LQ	9.4	74.0	<LQ	64.5	<LQ	33.4	<LQ
Aillon	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Aillon	Rejet	83.1	39.1	44.1	2.7	2727	2.0	79.8	77.7	248	20.6
Aillon	Aval	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	5.4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Chalaronne	Amont	6.9	<LQ	<LQ	26.6	90.7	<LQ	30.0	4.4	15.8	<LQ
Chalaronne	Rejet	722	557	241	668	4375	28.9	1638	227	857	64.4
Chalaronne	Aval	95.4	40.1	32.4	87.1	452	5.1	192	33.0	88.1	6.2
Grosne	Amont	10.2	7.0	1.4	15.3	46.8	<LQ	14.3	<LQ	7.6	<LQ
Grosne	Rejet	356	333	34.3	693	2592	9.1	687	183.9	1252	87.2
Grosne	Aval	17.9	11.2	2.0	26.3	100	<LQ	22.9	5.9	25.6	<LQ
Orain	Amont	26.5	<LQ	1.0	13.9	19.2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Orain	Rejet	34.5	58.6	89.6	536	3052	29.8	1301	75.8	648	271.3
Orain	Aval	24.8	2.5	3.9	32.2	152	2.8	45.6	4.4	23.6	7.1
Tille	Amont	<LQ	<LQ	<LQ	1.4	6.5	<LQ	<LQ	5.3	<LQ	<LQ
Tille	Rejet	21.8	55.9	131.4	199	3680	141	595	163	520	65.5
Tille	Aval	<LQ	<LQ	1.6	3.7	60.3	<LQ	<LQ	4.0	4.3	<LQ

Gammars [ng.g-1 PS]

		Aténolol	Bisoprolol	Carbamazépine	Clarithromicine	Erythromycine	Irbésartan	Métoprolol	Oxazepam	Propranolol	Sotalol	Sulfaméthoxazole
LQ		30	0.2	0.3	1.0	60	0.2	1.0	8	1.0	25	5.0
Brenne	Amont	<LD	<LD	1.1	<LQ	<LD	<LQ	<LD	<LQ	<LD	<LD	<LD
Brenne	Aval	<LD	<LD	1.1	<LQ	<LD	0.4	<LD	<LQ	<LQ	<LD	<LD
Gardon	Amont	<LD	0.3	0.6	<LQ	<LD	0.4	<LD	8.5	7.3	<LQ	<LD
Gardon	Aval	<LD	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LD	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LD
Chalaronne	Amont	<LD	<LD	0.3	<LQ	<LD	<LQ	<LD	<LQ	<LQ	<LD	<LD
Chalaronne	Aval	<LD	0.4	0.8	<LQ	<LD	0.8	<LD	<LQ	<LQ	<LD	<LD
Grosne	Amont	<LD	<LD	0.8	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LD
Grosne	Aval	<LD	<LQ	1.1	<LQ	<LD	0.2	<LD	<LQ	1.0	<LD	<LD
Orain	Amont	<LD	<LD	0.3	<LQ	<LD	<LQ	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LD
Orain	Aval	<LD	0.2	0.6	<LQ	<LD	<LQ	<LD	<LQ	<LQ	<LD	<LD
Aillon	Amont	<LD	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Aillon	Aval	<LD	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LQ	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Arre	Amont	<LD	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LD	<LD	<LD	0.4	<LD	<LD
Arre	Aval	<LD	<LD	<LQ	<LQ	<LD	<LQ	<LD	<LD	0.5	<LD	<LD

Gammars [ng.g-1 PS]

		Carbendazime	Diiflufenican	Diuron	Fluopicolide	Imidaclopride	Prochloraz	Propiconazole	Tebuconazole	Terbuthrine	Fipronil	Pendimethaline	Permethrine
LQ		2.0	1.0	0.1	2.0	1.0	0.2	0.8	0.5	3.0	0.1	3.0	5.0
Brenne	Amont	<LQ	1.2	<LD	<LD	10.1	<LQ	<LD	<LD	<LQ	0.1	7.8	<LD
Brenne	Aval	<LQ	2.7	<LD	<LD	8.8	<LD	<LD	<LD	<LQ	0.4	<LQ	<LD
Gardon	Amont	<LQ	<LD	<LD	<LD	10.5	<LQ	<LD	<LQ	<LQ	0.2	38.2	<LD
Gardon	Aval	<LQ	<LD	<LD	<LD	9.3	<LD	<LD	<LD	<LQ	<LQ	2.9	<LD
Chalaronne	Amont	<LQ	4.4	<LD	<LD	5.6	<LQ	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LQ	<LD
Chalaronne	Aval	<LQ	6.8	<LD	<LD	5.8	<LD	<LQ	<LQ	<LQ	0.2	11.3	<LD
Grosne	Amont	<LQ	<LQ	0.2	<LD	5.4	<LD	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LD	<LD
Grosne	Aval	<LQ	<LQ	0.3	<LQ	5.0	<LD	<LQ	<LQ	<LQ	0.2	24.6	<LD
Orain	Amont	<LQ	<LQ	<LD	<LD	4.5	<LD	<LD	<LD	<LQ	0.1	4.0	<LD
Orain	Aval	<LQ	<LQ	0.3	<LD	5.2	<LD	<LQ	<LD	<LQ	<LQ	<LD	<LD
Aillon	Amont	<LQ	<LD	<LD	<LD	8.4	<LQ	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LD	<LD
Aillon	Aval	<LQ	<LQ	<LD	<LD	9.0	<LQ	<LD	<LD	<LQ	<LQ	<LD	<LD
Arre	Amont	<LQ	<LD	<LD	<LD	4.9	<LD	<LD	<LD	<LQ	<LD	<LD	<LD
Arre	Aval	<LQ	<LD	<LD	<LD	4.8	<LQ	<LD	<LD	<LQ	0.2	<LD	<LD